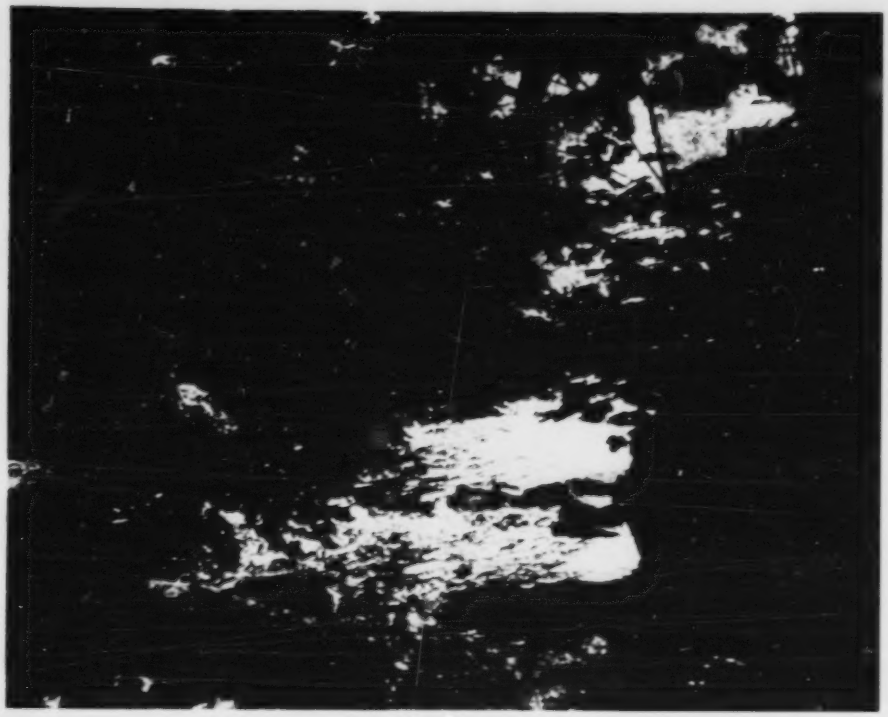
Comité fédéral-provincial de coordination
de la recherche et de la surveillance



ACID RAIN

PLUIES ACIDES

Province of British Columbia
Ministry of Environment and Parks

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement

Alberta
ENVIRONMENT

New Brunswick
Department of Municipal Affairs and Environment

Saskatchewan
Environment and Public Safety

Community & Cultural Affairs

Manitoba
Environment and Workplace Safety and Health

Nova Scotia
Department of the Environment

Environment Ontario

Province of Newfoundland
Department of the Environment

Canada

RAPPORT CANADIEN D'ÉVALUATION DE 1990 SUR LE TRANSPORT À DISTANCE DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET SUR LES DÉPÔTS ACIDES

Partie 5

EFFETS SUR LES MILIEUX TERRESTRES

1990

COMITÉ FÉDÉRAL/PROVINCIAL DE COORDINATION
DE LA RECHERCHE ET DE LA SURVEILLANCE

RAPPORT DE 1990 SUR LE TRANSPORT À DISTANCE DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ET SUR LES DÉPÔTS ACIDES

PARTIE 5: EFFETS SUR LES MILIEUX TERRESTRES

Rédigé par

R.G. Pearson et K.E. Percy

1990

91-04759/

Remerciements

Nous désirons remercier les scientifiques, dont les noms figurent ci-dessous, qui ont révisé le présent rapport. Nous avons grandement apprécié leurs commentaires constructifs concernant la deuxième ébauche.

M. J.N.B. Bell, Imperial College, Silwood Park, Ascot (Berkshire), Royaume-Uni

M. A.H. Legge, University of Calgary, Kananaskis Centre for Environmental Research, Kananaskis (Alberta), Canada

M. D.P. Ormrod, University of Guelph, Department of Horticulture Sciences, Guelph (Ontario), Canada

M. R.K. Schreiber, United States Department of the Interior, National Fisheries Research Centre, Kearneysville (Virginie occidentale), États-Unis

M. R.A. Skeffington, National Power, Technology and Environmental Research Centre, Letherhead (Surrey), Royaume-Uni.

Préface

D'importants progrès ont été accomplis ces dix dernières années. Les connaissances scientifiques relatives aux conséquences des précipitations acides et du transport à distance des polluants atmosphériques (TADPA) sur l'environnement à l'échelle régionale ont beaucoup avancé. Toutefois, en même temps, il est devenu évident que, pour s'attaquer efficacement aux problèmes d'environnement au niveau régional, il faut adopter une approche pluridisciplinaire intégrée. En outre, la collaboration entre les divers intervenants à tous les paliers s'est révélée absolument essentielle. Malgré les progrès réalisés, il reste beaucoup à faire. Il faut à tout prix étudier de façon plus complète et plus réaliste le milieu naturel ambiant et sa variabilité intrinsèque dans toutes les régions du Canada, car c'est seulement ainsi qu'on peut interpréter les changements environnementaux observés, mesurés ou prévus. Cette affirmation est particulièrement vraie en ce qui touche l'évolution de l'atmosphère et du climat à l'échelle mondiale, qui se révélera le principal problème d'environnement au cours des années 1990, tant au Canada que dans l'ensemble du monde. Il faut aussi s'appuyer sur les résultats des recherches menées ces dix dernières années et les poursuivre afin d'établir un fondement scientifique qui permettra de prendre des décisions éclairées en vue du développement durable, non seulement d'ici à la fin du siècle mais aussi au siècle prochain.

A. H. Legge

COLLABORATEURS

MM. R.G. Pearson et K.E. Percy, coprésidents du Sous-groupe des effets sur les milieux terrestres du CFPCRS, ont rédigé le présent rapport. On trouvera leur adresse postale et celle de tous les auteurs à l'annexe 5.A1.

Les rédacteurs remercient sincèrement de leur appui tous leurs collaborateurs, qui ont consacré de nombreuses heures à la réalisation du présent document.

RÉSUMÉ - K.E. Percy et R.G. Pearson

INTRODUCTION - R.G. Pearson et P.A. Addison

SURVEILLANCE DES MILIEUX TERRESTRES

Situation actuelle - I.K. Morrison

Cartes de la sensibilité des sols - P.A. Arp et D.L. Wotton

Télédétection - D.L. McLaughlin et D. Leckie

Diagnostic précoce - W.D. McIlveen

Surveillance biologique - J. Tims

EFFETS SUR LES FORÊTS

Effets potentiels directs - G.D. Hogan et J.P. Renaud

Effets potentiels indirects - N.W. Foster, D. Laflamme, J.A. Nicholson, et W.I. Gizyn

Problèmes liés au déclin des forêts au Canada - D.L. McLaughlin, G. Gagnon et R.M. Cox

EFFETS SUR L'AGRICULTURE - R.G. Pearson et A.L. Kuja

EFFETS SUR LA FAUNE - P. Blancher, V. Glooschenko et W.D. McIlveen

MESURES D'INTERVENTION - J.M. Fortin, D. Lachance, D.L. McLaughlin et W.H. Hendershot

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE - K.E. Percy et R.G. Pearson

TABLE DES MATIÈRES

5.1 **RÉSUMÉ** 5-1

5.2 **INTRODUCTION** 5-5

5.2.1 LES RESSOURCES MENACÉES 5-6

5.3 **SURVEILLANCE DES MILIEUX TERRESTRES** 5-10

5.3.1 LA SITUATION ACTUELLE 5-10
- 5.3.1.1 INTRODUCTION 5-10
- 5.3.1.2 RELEVÉS 5-11
- 5.3.1.3 RÉSEAUX D'ÉCHANTILLONNAGE PERMANENTS 5-11
- 5.3.1.4 SURVEILLANCE DES EFFETS SUR LA FAUNE 5-13
- 5.3.1.5 ÉTUDES DE BASSINS HYDROGRAPHIQUES 5-14
- 5.3.1.6 SOMMAIRE 5-14

5.3.2 CARTES DE LA SENSIBILITÉ DES SOLS 5-15
- 5.3.2.1 INTRODUCTION 5-15
- 5.3.2.2 APPROCHE 5-16
  - 5.3.2.2.1 Est du Canada 5-16
  - 5.3.2.2.2 Ouest et nord du Canada 5-18
- 5.3.2.3 PERSPECTIVE NATIONALE 5-19
- 5.3.2.4 ORIENTATIONS FUTURES 5-20

5.3.3 TÉLÉDÉTECTION 5-20
- 5.3.3.1 TÉLÉDÉTECTION À L'EXTÉRIEUR DU CANADA 5-20
- 5.3.3.2 TÉLÉDÉTECTION AU CANADA 5-21

5.3.4 DÉTECTION RAPIDE DES SYMPTÔMES DE DÉPÉRISSEMENT 5-23
- 5.3.4.1 CONTEXTE ET OBJECTIFS 5-23
- 5.3.4.2 ÉTUDES EFFECTUÉES EN ONTARIO 5-24

5.3.5 SURVEILLANCE BIOLOGIQUE 5-26
- 5.3.5.1 ÉTUDES AVEC BIO-INDICATEURS EFFECTUÉES AU CANADA 5-26
- 5.3.5.2 ÉTUDES DE BIOASSIMILATION EFFECTUÉES AU CANADA 5-27
- 5.3.5.2 ÉTUDES AYANT CONTRIBUÉ À L'ÉVALUATION DES CONCENTRATIONS ET DU DÉPÔT DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES 5-28

5.3.5.4 CONTRIBUTION DE LA SURVEILLANCE BIOLOGIQUE À L'ÉTUDE DES EFFETS DU TADPA 5-29
5.3.5.5 ORIENTATION FUTURE DES ÉTUDES AVEC BIO-INDICATEURS 5-30

5.4 **EFFETS** 5-31

5.4.1 EFFETS SUR LES FORÊTS 5-31
5.4.1.1 EFFETS DIRECTS POTENTIELS 5-31
5.4.1.1.1 Dépôts acides 5-31
5.4.1.1.2 Gaz polluants 5-34
5.4.1.2 EFFETS INDIRECTS POTENTIELS 5-37
5.4.1.2.1 Acidification des sols et lessivage des cations 5-37
5.4.1.2.2 Toxicité de l'aluminium 5-38
5.4.1.2.3 Effets négatifs de l'exposition à l'aluminium sur l'assimilation de calcium et de magnésium 5-41
5.4.1.2.4 Dépôts excessifs [illegible]ote et déséquilibres du bilan d'éléments nutritifs 5-42
5.4.1.2.5 Liens entre les écosystèmes terrestres et les écosystèmes aquatiques 5-43
5.4.1.3 LE DÉPÉRISSEMENT DES FORÊTS AU CANADA 5-44
5.4.1.3.1 Le dépérissement des érablières : Perspective historique 5-45
5.4.1.3.2 Le point sur le dépérissement des érablières au Québec 5-45
5.4.1.3.3 Le point sur le dépérissement des érablières en Ontario 5-49
5.4.1.3.4 Préoccupations récentes concernant le dépérissement des peuplements de Bouleaux à papier 5-56
5.4.1.3.5 Problèmes éventuels 5-59

5.4.2 EFFETS SUR L'AGRICULTURE 5-60
5.4.2.1 PRÉCIPITATIONS ACIDES 5-60
5.4.2.2 OZONE 5-63
5.4.2.3 NITRATE DE PEROXYACÉTYLE 5-68
5.4.2.4 DIOXYDE D'AZOTE 5-69
5.4.2.5 EFFETS COMBINÉS DE L'OZONE ET D'AUTRES POLLUANTS 5-70

5.4.3 INDICATIONS DES EFFETS SUR LA FAUNE TERRESTRE 5-70

5.5 **MESURES D'INTERVENTION** 5-73

5.5.1 MESURES PRÉVENTIVES 5-73

5.5.2 MESURES D'AMÉLIORATION 5-74

5.6 **LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE** 5-77

5.7 **RÉFÉRENCES** 5-91

5.A ANNEXE 5-114

5.A.1 AUTEURS 5-114

5.1 RÉSUMÉ

FORÊTS

Les dépôts acides humides et le TADPA

On s'entend généralement, à présent, pour affirmer que le déclin actuel des peuplements d'érables du Canada est plus grave et plus étendu que les déclins observés dans le passé. Rien ne permet pour le moment d'établir un rôle causal direct (foliaire/en suspension) ou à élément simple des dépôts acides ou de l'ozone dans tout déclin actuel des arbres de l'est du Canada, mais les études menées en Ontario et au Québec indiquent qu'on ne peut exclure ni les dépôts acides, ni d'autres polluants transportés à grande distance dans l'atmosphère, des facteurs indirects (sol/élément nutritif) ou contributifs (de prédisposition) du déclin des érables à sucre. Le rôle et l'importance de ces tensions supplémentaires sur des arbres subissant déjà le stress naturel des extrêmes climatiques (sécheresse, température), ainsi que l'attaque par les insectes et la maladie ne sont toujours pas connus, mais n'en demeurent pas moins préoccupants.

Pendant la période étudiée, les symptômes du déclin des érables et de la mortalité des arbres ont continué de s'intensifier en gravité et en étendue. Dans nombre d'endroits soumis aux dépôts acides et connaissant un déclin des arbres, les sols manquent de plusieurs éléments nutritifs essentiels. Des recherches de nutrition révèlent que la chimie des sols joue un rôle important dans le syndrome du déclin et qu'à court terme la fertilisation des forêts peut apporter de réelles améliorations.

D'après les données dendrochronologiques provenant de deux études d'érables à sucre de l'Ontario, il s'est produit une importante baisse de croissance des arbres attaqués et des arbres sains en apparence depuis la période allant d'environ 1945 à 1955 dans les régions moyennement ou fortement touchées par les dépôts acides et l'ozone. Toutefois, ces régions ont un climat particulier, ce qui empêche d'établir des relations directes de cause à effet. En ce qui touche la détérioration du bouleau à papier, les recherches menées au Nouveau-Brunswick ont permis, dans certains cas, de lier le brunissement des feuilles et la sénescence précoce à l'exposition au brouillard marin acide.

Comme il n'existe pas de base de données historiques continues sur l'état des forêts du Canada, il est difficile d'évaluer la gravité et l'étendue du dépérissement actuel des forêts à l'échelon régional. À l'exception de quelques travaux de recherche limités à des bassins hydrographiques de l'est du Canada, il n'y a pas de programme de surveillance intensive des systèmes forestiers qui permettrait de prévoir les effets subtils à long terme des charges polluantes sur des milieux récepteurs terrestres et aquatiques. Dès lors, on n'a pu établir de rapports de cause à effet ni déterminer quelles sont les charges critiques pour les sols et les forêts. Il n'est pas possible, non plus, de déterminer l'effet de l'amélioration de la qualité de l'air sur les écosystèmes terrestres.

Les conclusions relatives aux incidences éventuelles des dépôts acides reposent forcément sur les données de surveillance de l'atmosphère en milieu urbain. Une surveillance bien plus étendue et bien plus intégrée s'impose dans toutes les régions forestières du Canada.

AGRICULTURE

Les dépôts humides acides

On n'a pas observé sur le terrain de cas réguliers de lésions foliaires ou de baisse du rendement des cultures directement attribuables aux niveaux ambiants d'acidité des pluies dans les régions rurales du Canada.

De même, lors de la simulation des conditions régnant sur le terrain, on n'a pas observé d'effets interactifs, sur le rendement des cultures, des pluies acides et d'autres polluants atmosphériques transportés à grande distance. On n'a toutefois évalué qu'un nombre restreint d'espèces cultivées. Seulement quelques-unes des expériences ont eu lieu au Canada. Par surcroît, pour chaque espèce étudiée, on a examiné seulement quelques cultivars. La plupart des recherches effectuées sur le terrain aux États-Unis et au Canada sont maintenant terminées.

Dans nombre de régions rurales du Canada, les pluies ont un niveau d'acidité moins élevé que les seuils au-delà desquels on a observé, au cours d'expériences, des lésions foliaires et des effets sur la reproduction chez les espèces vulnérables.

L'ozone

Des lésions aux feuilles de nombreuses espèces vulnérables ont été décelées au Nouveau-Brunswick, au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique. Les dommages sont souvent observés dans les milieux ruraux où la charge horaire d'ozone est égale ou supérieure au seuil de 82 parties par milliard (ppb) sur une heure fixé au Canada.

Plusieurs expériences menées en Ontario et en Colombie-Britannique ont permis d'observer d'importantes baisses du rendement des cultures vulnérables. En Ontario, les pertes moyennes de rendement annuel pour 19 espèces seraient de 1 à 10 p. 100. Selon des estimations, l'augmentation du rendement des cultures et de la productivité des espèces ornementales en Ontario, quand la charge horaire d'ozone est inférieure au seuil précité, représente de 17 à 70 millions de dollars par an, soit jusqu'à 4 p. 100 environ des ventes annuelles totales, qui équivalent à 1,9 milliard de dollars.

Au cours de la simulation des conditions régnant sur le terrain, on n'a observé aucun effet interactif de l'ozone et de l'anhydride sulfureux ou des pluies acides et du brouillard.

Pour la plupart des régions du Canada, les données de surveillance de l'ozone en milieu rural n'existent pas ou sont éparses, fait qui réduit les possibilités d'évaluation des effets éventuels sur les récoltes. On n'a évalué qu'un nombre limité d'espèces de cultures dans les conditions régnant sur le terrain. Un nombre restreint des études ont été menées au Canada (Ontario et Colombie-Britannique). On a évalué un nombre encore plus réduit de cultivars d'une espèce donnée.

Les estimations actuelles des pertes de récoltes reposent sur les données de moyenne saisonnière d'exposition/réaction provenant du programme NCLAN des États-Unis. On reconnaît toutefois, à l'heure actuelle, que cet indice d'exposition ne rend peut-être pas bien compte de la réaction des récoltes aux profils d'exposition à l'ozone pour toute la saison. Au Canada comme aux États-Unis, on a entrepris de concevoir un indice d'exposition plus pertinent du point de vue biologique.

Autres polluants atmosphériques transportés à distance

On n'a pas confirmé que les concentrations ambiantes de nitrate de peroxyacétyle (PAN) et de NO_2 ont eu des effets mesurables sur le rendement des cultures ou sur les feuilles au Canada et l'on ne s'attend pas non plus à ce qu'elles en aient. Cependant, cette affirmation est basée sur un nombre limité de données sur les réactions à de fortes concentrations de polluants atmosphériques, pendant de courtes périodes, sur les feuilles, valeurs obtenues pour la plupart dans des conditions contrôlées. La surveillance des composés en cause dans l'air ambiant a été limitée à de grands centres urbains; il existe seulement quelques cas isolés de mesures en milieu rural.

EFFETS SUR LES SOLS

Les dépôts acides humides

Il existe maintenant au Canada des cartes de première approximation indiquant le potentiel de réduction de l'acidité inhérent aux sols et au socle rocheux. Environ 46 % des terres cartographiées jusqu'à présent sont considérées comme très sensibles aux dépôts acides, 21 % y sont moyennement sensibles et 23 %, peu sensibles. Bien que des recherches soient en cours pour la détermination de la sensibilité des sols forestiers, il n'existe aucune donnée permettant de fixer des charges acides critiques ou des seuils à cet égard. On a entrepris des études de base afin de déterminer l'accroissement possible de la vitesse d'acidification des sols due aux dépôts acides, mais on n'a pas tenté de façon coordonnée d'évaluer cette interaction à l'échelle régionale ou de la relier à des effets potentiels sur les milieux terrestres. Il faudra consacrer beaucoup d'énergie pour établir des critères de sensibilité qu'on pourra appliquer étroitement au processus d'acidification de sols représentatifs au Canada et qui permettront d'établir des rapports avec les charges critiques.

EFFETS SUR LA FAUNE TERRESTRE

Les dépôts acides humides et le TADPA

On a constaté que la défoliation dans les érablières du Québec a fait baisser les populations aviaires dans les couverts forestiers et augmenter l'effectif de certaines espèces d'oiseaux fréquentant la végétation basse.

En Ontario, dans les zones où les sols sont sensibles aux pluies acides et ont un faible pouvoir tampon, on a observé l'accumulation de métaux dans les lichens et d'autres ressources alimentaires des ongulés qui en prélèvent. Il en a résulté une accumulation de métaux dans les tissus d'animaux qui pâturent, tels l'Orignal et le Cerf de Virginie, dans certaines régions de l'Ontario. Les polluants atmosphériques transportés à distance ont attaqué les mousses et les lichens dans les régions arctique et subarctique, de sorte que les ongulés disposent de moins de nourriture.

Au Canada, l'étude des effets indirects des dépôts acides sur la faune n'a commencé que récemment. Il sera difficile de déterminer les incidences des polluants, car celles-ci sont indirectes et combinées à d'autres effets sur les milieux terrestres.

5.2 INTRODUCTION

Les auteurs du rapport d'évaluation de 1990 produit par le Canada ont voulu faire la rétrospective des travaux scientifiques des quatre dernières années afin d'établir un fondement pour la prise de décisions relatives à la recherche, à la surveillance et aux stratégies de réduction des dépôts acides et du TADPA et de faciliter l'évaluation des programmes canadiens et internationaux d'intervention. À cette fin, les membres du Sous-groupe des effets sur les milieux terrestres (SGEMT) du Comité fédéral-provincial de coordination de la recherche et de la surveillance (CFPCRS) ont axé le contenu du rapport sur six questions. Les auteurs chargés d'examiner les divers aspects du TADPA ont été choisis en fonction de leur expérience en matière de recherche et de surveillance au Canada. Aux auteurs principaux, il incombait de coordonner l'évaluation des connaissances dans leur propre secteur en insistant sur les progrès réalisés au Canada depuis la parution du dernier rapport d'évaluation, en 1986. De plus, on leur a signalé qu'il ne s'agissait pas d'effectuer une recherche documentaire complète à l'échelle mondiale, car il existait déjà d'excellents sommaires de la documentation publiée sur les dépôts acides et le TADPA. Pour aider les auteurs dans leur travail, le SGEMT a établi un registre canadien des programmes passés et courants d'étude et de surveillance du TADPA qui contient un sommaire de l'état d'avancement des travaux et le nom d'un scientifique responsable pour chaque programme. Même si la version définitive imprimée n'a paru qu'après l'achèvement de l'évaluation, on a diffusé la version provisoire à tous les auteurs pour leur permettre de communiquer avec d'autres scientifiques canadiens qui ont contribué, et qui continuent de contribuer, à l'avancement de la science.

Les six questions posées aux fins de l'évaluation de 1990 sont résumées ci-dessous :

1.0 Quels niveaux les dépôts acides humides et les concentrations d'ozone et des polluants qui leur sont associées peuvent-ils atteindre sans perturber les milieux terrestres de façon significative ?

2.0 Quels effets positifs les scénarios canadiens ou américains de réduction des émissions devraient-ils avoir sur les milieux terrestres ?

3.0 Quel est le risque que les dépôts acides humides, l'ozone et les polluants qui leur sont associés endommagent les forêts ?

3.1 Quelles régions forestières sont le plus susceptibles d'être touchées ?

3.2 Quelle est l'ampleur probable des effets ?

3.3 Quelle est l'ampleur des pertes économiques pour le secteur forestier ?

4.0 Quel rôle les dépôts acides humides, l'ozone et les polluants qui leur sont associés jouent-ils dans le déclin des peuplements de feuillus ?

4.1 Quelles sont les conséquences économiques du déclin des peuplements d'Érables à sucre ?

4.2 Quelles méthodes de gestion peut-on employer pour atténuer le déclin de ces peuplements ?

5.0 Quel est le risque que les dépôts acides humides, l'ozone et les polluants qui leur sont associés réduisent la production agricole ?

5.1 Quelles cultures risquent le plus d'être touchées et dans quelles régions ?

5.2 Quelle est l'ampleur probable des effets ?

5.3 Quelle est l'ampleur des pertes économiques pour le secteur agricole ?

6.0 Quel est le risque que les dépôts acides humides, l'ozone et les polluants qui leur sont associés perturbent la faune terrestre ?

5.2.1 LES RESSOURCES MENACÉES

Il existe dix grandes régions forestières-végétales au Canada (Rowe, 1972). Dans l'est du Canada, les forêts strictement composées de feuillus sont confinées au sud du Québec et de l'Ontario. Au nord de cette région en Ontario et dans tout le sud du Québec s'étend la forêt mixte des Grands Lacs et du Saint-Laurent. Encore plus au nord, on trouve la forêt boréale, composée principalement de conifères. Il n'existe aucun fondement scientifique permettant d'appliquer le seuil actuel de dépôts humides de sulfates acides en milieu aquatique (20 kg/ha/an) aux dépôts humides des mêmes substances en milieu terrestre. Toutefois, si l'on utilisait ce seuil comme indicateur des effets potentiels sur les milieux terrestres, ce seraient surtout les forêts de feuillus et les forêts mixtes (soit une superficie d'environ 15 millions d'hectares) qui seraient exposées aux dépôts de sulfates à l'échelle régionale, dépôts qui pourraient être importants (voir la **figure 5.2.1**, Addison, 1989). La forêt boréale, d'où le Canada tire la majorité de ses ressources forestières, n'est pas exposée à des dépôts de sulfates supérieurs à 20 kg/ha/an.

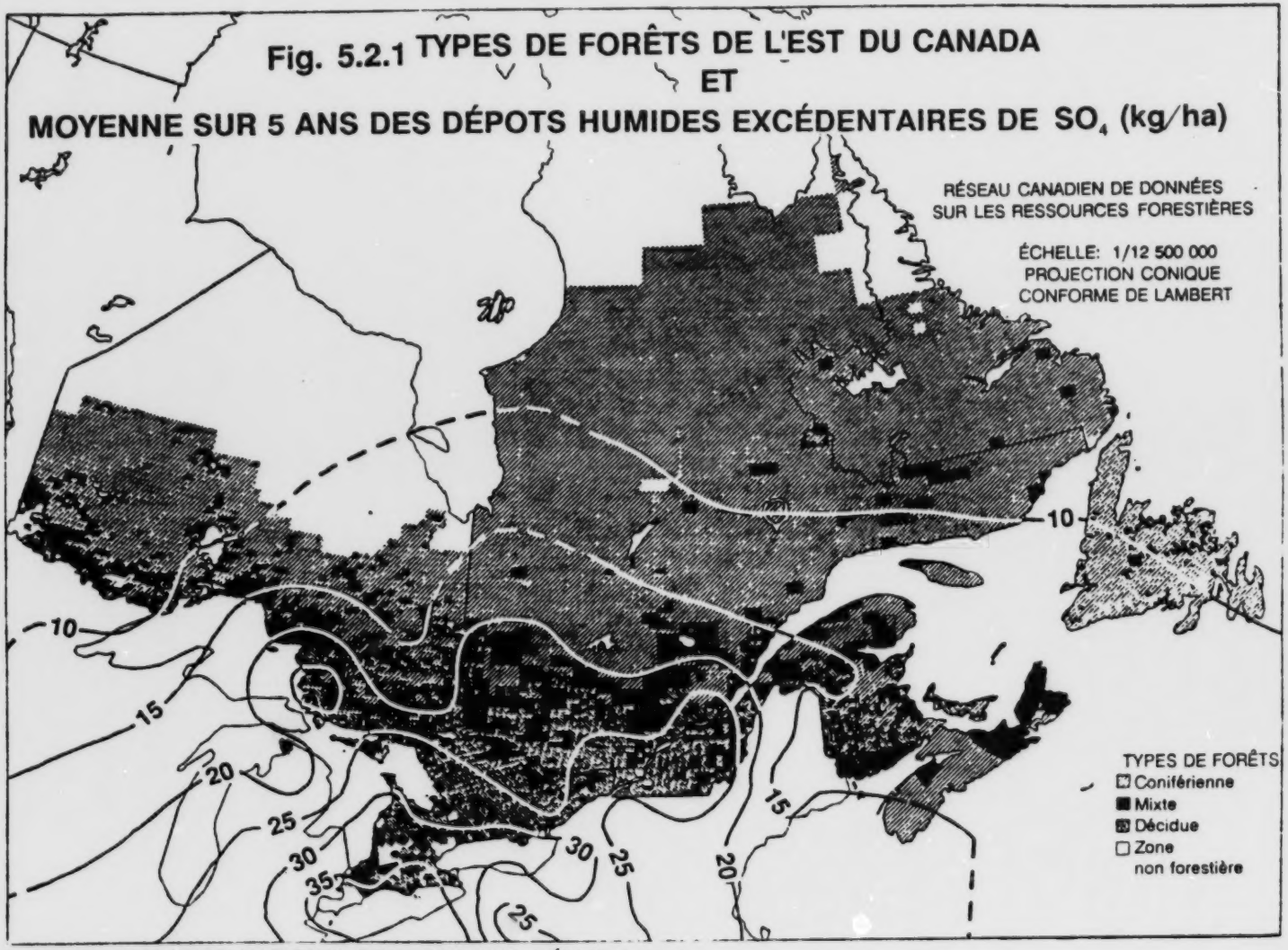


Fig. 5.2.1 TYPES DE FORÊTS DE L'EST DU CANADA
ET
MOYENNE SUR 5 ANS DES DÉPOTS HUMIDES EXCÉDENTAIRES DE SO_4 (kg/ha)
RÉSEAU CANADIEN DE DONNÉES
SUR LES RESSOURCES FORESTIÈRES
ÉCHELLE: 1/12 500 000
PROJECTION CONIQUE
CONFORME DE LAMBERT
TYPES DE FORÊTS
Conifèrienne
Mixte
Décidue
Zone
non forestière
10
10
15
20
25
30
35
30
25
25
20
15
INSTITUT FORESTIER NATIONAL DE PETAWAWA, FÉVRIER 1989

Les dépôts de nitrates (voir la **figure 5.2.2**) ressemblent de près aux dépôts de sulfates, ce qui appuie l'hypothèse selon laquelle la distribution de ces deux importants facteurs d'acidification est représentative de l'ensemble de la pollution atmosphérique productrice d'acide à l'échelle régionale. Bien que certains indices portent à croire que la tendance de la pollution atmosphérique par l'ozone est similaire à celle des nitrates et des sulfates dans l'est du Canada, l'insuffisance de la surveillance de l'ozone d'un bout à l'autre du Canada empêche de vérifier cette tendance ailleurs au pays.

Dans l'ouest du Canada, le réseau de surveillance de la pollution est trop épars pour permettre d'établir des cartes des dépôts de polluants comme celles des pages précédentes. Toutefois, même si les dépôts acides sont très faibles à l'échelle régionale, ils sont importants dans le sud de la Colombie-Britannique, où les concentrations atmosphériques d'ozone sont élevées. Les réseaux de surveillance ne permettent cependant pas d'évaluer la répartition géographique de l'ozone dans ce secteur. Faute de données adéquates, on estime que 2 à 3 millions d'hectares de terres forestières pourraient subir une forte pollution à proximité de Vancouver.

Ainsi donc, au Canada, les forêts les plus exposées à la pollution atmosphérique régionale sont celles qui se trouvent non loin des grandes agglomérations. Ces forêts comptent parmi les plus productives et les plus exploitées au Canada. Outre la beauté qu'elles dégagent, elles servent pour les loisirs, le tourisme, comme habitat pour les animaux et à des fins économiques (terres à bois, acériculture, produits de qualité tirés de résineux et de feuillus). Quand il est question des effets de la pollution sur les forêts, c'est le sort de celles-ci qui préoccupe le plus les Canadiens.

Sur le plan agricole, les répercussions potentielles du TADPA ne sont pas sans accroître l'inquiétude si l'on se fie aux données sur les dépôts acides; c'est dans certaines des régions agricoles les plus productives du Canada que ces dépôts sont le plus élevés. Des terres cultivées du pays, dont l'étendue totale est de 33 millions d'hectares, environ 15 % (5 millions d'hectares) se trouvent dans les régions les plus touchées de l'est du Canada et de la Colombie-Britannique. Toutefois, ces régions produisent plus de 3 milliards (33 %) des 8,9 milliards de dollars que totalisent les ventes de produits agricoles (Statistique Canada, 1986, 1989). Contrairement à l'exploitation des bois mous, dont les réserves se trouvent en grande partie loin de l'influence des charges polluantes les plus grandes, les terres cultivées sont généralement proches des zones urbaines fortement peuplées et polluées.

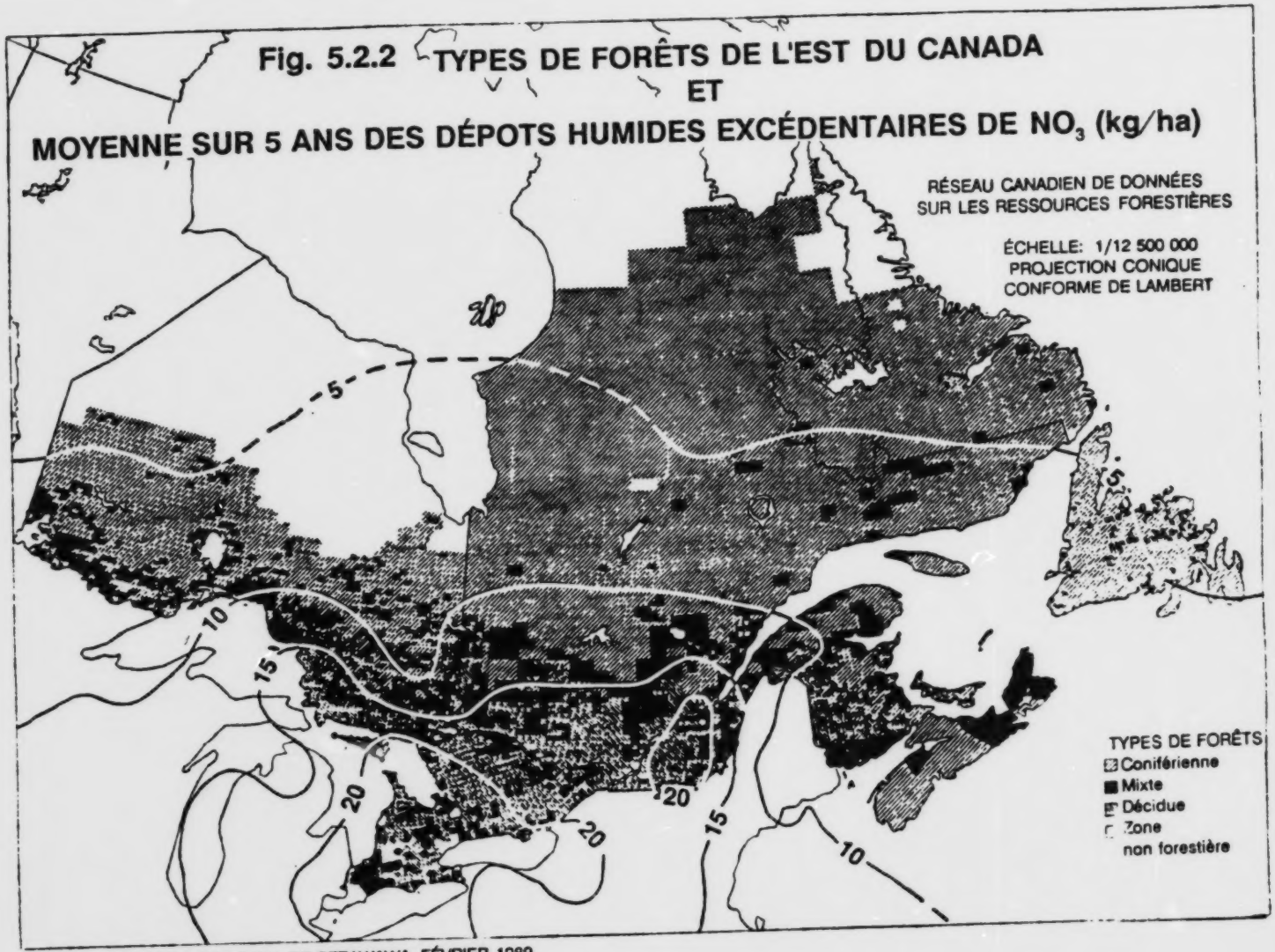


Fig. 5.2.2 TYPES DE FORÊTS DE L'EST DU CANADA
ET
MOYENNE SUR 5 ANS DES DÉPOTS HUMIDES EXCÉDENTAIRES DE NO_3 (kg/ha)
RÉSEAU CANADIEN DE DONNÉES
SUR LES RESSOURCES FORESTIÈRES
ÉCHELLE: 1/12 500 000
PROJECTION CONIQUE
CONFORME DE LAMBERT
5
10
15
20
TYPES DE FORÊTS
Coniférienne
Mixte
Décidue
Zone
non forestière
INSTITUT FORESTIER NATIONAL DE PETAWAWA, FÉVRIER 1989

5.3 SURVEILLANCE DES MILIEUX TERRESTRES

5.3.1 LA SITUATION ACTUELLE

5.3.1.1 INTRODUCTION

Pour les besoins du présent rapport, on entend par surveillance des milieux terrestres la mesure directe des modifications potentielles courantes des écosystèmes terrestres et de leurs composantes. Connaissant ces conditions de base, on pourra en déterminer ultérieurement les variations naturelles et anthropiques.

Au Canada, la surveillance des écosystèmes terrestres a surtout porté sur les écosystèmes forestiers et les sols qui les soutiennent. Le phénomène est attribuable à la grande importance économique des forêts et au fait qu'on trouve de grandes étendues peuplées de feuillus sur des sols vulnérables exposés à une forte pollution atmosphérique.

On surveille la croissance des forêts de différentes façons depuis des décennies, voire des siècles, partout où la gestion forestière est pratiquée. Habituellement, la surveillance consistait en des inventaires périodiques de l'ensemble ou de parties des réserves d'une ressource, ce qui permettait de déterminer l'évolution dans le temps. Dans certains cas, on a établi des parcelles permanentes dans lesquelles on détermine la croissance par des mesures répétées. Il est donc probable qu'on surveille depuis nombre d'années des phénomènes comme les invasions d'insectes et l'apparition de maladies dans la plupart des provinces. Par conséquent, il était logique d'adapter les techniques d'inventaire et de mesure dans des parcelles permanentes à l'étude du problème de pollution atmosphérique qui nous occupe.

À la fin des années 1970 et au début des années 1980, certaines essences forestières faisant l'objet d'une importante exploitation commerciale, dont le Sapin argenté, l'Épinette de Norvège, le Pin sylvestre et des hêtres, ont subi d'importants dommages, inexpliqués, dans les forêts du centre et de l'ouest de l'Europe. Le phénomène s'est manifesté principalement en République fédérale d'Allemagne (RFA), mais aussi en République démocratique allemande (RDA), en Tchécoslovaquie, en France, en Suisse et ailleurs (Bucher et Bucher-Wallin, 1989).

En Europe, les autorités de 29 pays (ou, dans quelques cas, de régions à l'intérieur de pays) et de la Communauté économique européenne ont effectué des relevés coordonnés des dommages causés aux forêts sous l'égide de la Commission économique pour l'Europe. On effectue ces relevés depuis 1985 en suivant une méthodologie commune mise au point en RDA (Anonyme, 1986). Il s'agit d'inventaires par échantillonnage en ligne dans des carrés d'au moins 16 kilomètres carrés. Dans certains pays, notamment en RDA, des échantillonnages intensifs ont eu lieu (Anonyme, 1987; Anonyme, 1988; Anonyme, 1989). Les dommages subis sont répartis en cinq

classes (aucun dommage, dommage léger, dommage moyen, dommage important, mort des arbres) dérivées d'une combinaison de cinq classes de défoliation, elles-mêmes modifiées par trois classes de décoloration. Outre les relevés des dommages, on envisage de pousser la surveillance à deux autres niveaux. Le deuxième niveau de surveillance implique l'établissement d'un réseau de parcelles d'échantillonnage permanentes (plutôt que temporaires) et le troisième, l'exécution d'un ensemble d'études d'écosystèmes.

Même s'il est un signataire de la Convention des Nations Unies sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, le Canada, tout comme les États-Unis, s'est contenté de jouer un rôle d'observateur à l'égard du programme de coopération internationale pour l'évaluation et la surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts dans la région dont s'occupe la Commission économique pour l'Europe. En raison de l'étendue des zones forestières au Canada (436 millions d'hectares), par comparaison avec 7,4 millions d'hectares en RDA et 1,2 million d'hectares en Suisse, les inventaires sur le terrain n'ont certes pu être aussi intensifs qu'en Europe.

5.3.1.2 RELEVÉS

La pierre d'assise du réseau canadien de détection des dommages causés aux forêts est le Relevé des insectes et des maladies des arbres (RIMA), dont s'occupe Forêts Canada. Le Relevé existe sous cette appellation depuis 1951; il a succédé au Relevé des insectes des forêts, mis en oeuvre en 1936. L'exécution des travaux est confiée à des gardes-forestiers expérimentés dans la détection des dommages causés aux forêts.

Au palier provincial, les ministères responsables des forêts ou de l'environnement ont effectué des relevés liés à des problèmes particuliers, comme le déclin des érablières dans certaines parties du Québec et du sud de l'Ontario au début des années 1980. Au Québec, le Service de la protection contre les insectes et les maladies du ministère de l'Énergie et des Ressources (MERQ) a entrepris en 1983 des travaux de cartographie des forêts touchées. Les peuplements étaient classés comme sains ou légèrement, moyennement ou fortement en déclin selon la perte de feuillage. En 1985, on avait dressé des cartes d'une étendue d'environ 25 110 kilomètres carrés (Carrier, 1986). En Ontario, le ministère de l'Environnement a établi 110 parcelles d'échantillonnage permanentes en 1986, dans le cadre de l'Étude du déclin des feuillus en Ontario. Celles-ci se trouvent toutes dans l'aire de répartition de l'Érable à sucre dans le sud de cette province. On a réévalué l'état des peuplements dans ces parcelles en 1987 et en 1989. De plus, on a prélevé des échantillons de feuillage et de sol à des fins d'analyse (McIlveen et Linzon, 1988).

5.3.1.3 RÉSEAUX D'ÉCHANTILLONNAGE PERMANENTS

Les responsables du RIMA à Forêts Canada ont créé le Dispositif national d'alerte rapide pour les pluies acides (DNARPA) en 1984. Ce dispositif consiste en un réseau de

parcelles d'échantillonnage permanentes d'une étendue de 0,04 hectare (il en existe 106 actuellement) réparties dans tous les principaux types de forêts et toutes les provinces du Canada. On visite les parcelles plusieurs fois par année pour y déceler des "symptômes d'acidification" spécifiques et les effets d'insectes et de maladies. En outre, on y détermine l'état et le taux de mortalité des arbres chaque année ainsi que la croissance des arbres et les caractéristiques chimiques du feuillage et du sol tous les cinq ans (Magasi, 1988). Fondamentalement, le DNARPA vise à déterminer l'état de santé général d'une forêt plutôt qu'à évaluer des réactions particulières à la pollution. Si des dommages ne peuvent être attribués à des agents connus, on pousse les recherches. En fait, la détection de dommages inexplicables peut nécessiter la mise en oeuvre de travaux de recherche en vue de trouver les causes possibles du problème (Addison, 1988). Au Manitoba, dans le cadre du programme de surveillance des effets de la pollution sur les milieux terrestres, le ministère de l'Environnement maintient un réseau de huit parcelles d'échantillonnage permanentes, dont quatre font partie du RIMA.

Outre les travaux susmentionnés, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a établi en 1984 un réseau de onze parcelles d'échantillonnage permanentes qui existe encore. Il existe huit parcelles dans la région de Muskoka-Parry Sound-Algonquin et il s'en trouve deux dans la région de Peterborough, sans compter l'emplacement témoin, situé près de Thunder Bay. L'exploitation de ces parcelles entre dans le cadre du programme d'étude du déclin de l'Érable à sucre en Ontario. On visite chaque parcelle annuellement pour déterminer l'état et la croissance des arbres et prélever des échantillons pour l'analyse chimique du feuillage et du sol (McIlveen et Linzon, 1988).

De plus, pour s'attaquer au problème du dépérissement des érablières, le MERQ a créé un réseau de 256 parcelles d'échantillonnage permanentes dans toute l'aire de répartition naturelle de l'Érable à sucre au Québec dans le cadre du programme d'étude du dépérissement et de la mortalité dans les érablières et à la suite des relevés aériens dont il vient d'être question. Ces parcelles, dans lesquelles on a d'abord effectué des analyses dendrométriques, pathologiques, entomologiques et écologiques, font l'objet d'une visite annuelle pour la recherche de symptômes de dépérissement de l'Érable à sucre. Vingt-six de ces parcelles sont soumises à une intense surveillance dans le cadre du programme québécois d'étude des impacts des différents stress environnementaux sur la dynamique et la productivité des écosystèmes forestiers. Elles se trouvent à l'emplacement des postes de surveillance de la pollution atmosphérique du ministère de l'Environnement du Québec. En outre, sept de ces parcelles font partie du réseau nord-américain d'étude de l'Érable à sucre. Ce réseau, exploité conjointement par Forêts Canada et le Forest Service de l'USDA (en collaboration avec plusieurs ministères des forêts de provinces et d'États), compte respectivement 60 et 106 parcelles de 0,04 hectare réparties dans l'aire de distribution de l'Érable à sucre au Canada et aux États-Unis. À chaque endroit, les parcelles sont établies par paires : l'une est située dans une érablière soumise à l'exploitation acéricole et l'autre, une parcelle témoin, dans un peuplement d'érables non exploité. On y évalue la situation chaque année (Millers et Lachance, 1989).

On a commencé à observer le dépérissement du Bouleau à papier le long de la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick, en 1979 dans le cadre du RIMA. À l'heure actuelle, l'étude de la détérioration du Bouleau à papier est fondée sur un réseau de 13 parcelles d'échantillonnage permanentes.

Le ministère de l'Environnement de l'Alberta compte depuis 1981 sur un réseau de huit parcelles permanentes destinées particulièrement à l'étude des sols plutôt qu'à la surveillance de l'état des forêts. Ces parcelles sont visitées tous les quatre ans dans le cadre du programme d'étude de l'acidification à long terme des sols en Alberta. En Ontario, le ministère de l'Environnement a entrepris en 1980 une étude préliminaire des sols. C'est ainsi qu'on a prélevé des échantillons à 400 endroits en 1980 et en 1981. En 1987, on a effectué des échantillonnages dans un sous-ensemble de 100 emplacements, où l'on a considéré 25 paramètres, dont le pH, le pouvoir d'échange cationique, la saturation en bases, ainsi que la teneur des sols en matières organiques, en fer, en aluminium, en métaux, en soufre et azote.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a mis en oeuvre un programme similaire pour l'analyse chimique du feuillage des arbres dans un réseau de douze parcelles permanentes toutes situées dans le sud de la province. On a prélevé des échantillons aux douze endroits en 1980-1981 et en 1987. En outre, ce ministère effectue des relevés ailleurs dans le cadre d'autres travaux liés au TADPA.

5.3.1.4 SURVEILLANCE DES EFFETS SUR LA FAUNE

Le dépérissement des forêts peut menacer la faune indigène. Au surplus, les polluants atmosphériques, tels le soufre, les acides et l'ozone, peuvent influer directement ou indirectement sur les populations d'invertébrés qu'on trouve dans les forêts et leurs sols (Gilbert, 1971; Hagvar et Amundsen, 1981; Coleman et Jones, 1988).

Plusieurs provinces, dont le Manitoba (Wotton et McEachern, 1988), l'Ontario (Glooschencho et al., 1988), le Québec (Crete et al., 1987), le Nouveau-Brunswick (Ecobichon et al., 1988), la Nouvelle-Écosse (Sullivan, 1989) et Terre-Neuve (Brazil, 1989), exécutent des programmes de dosage des oligo-éléments dans les organes d'herbivores, notamment l'Orignal, le Cerf de Virginie et des ours (Redmond, 1989), le Caribou (Brazil, 1989) et le Lièvre d'Amérique (Brazil, 1989).

Le Service canadien de la faune a lancé en 1987 le Programme de surveillance des oiseaux forestiers (PSOF), qui consiste en des relevés normalisés des populations aviaires dans de vastes peuplements forestiers de l'Ontario. On a fait des relevés à 62 endroits en 1987 et on pourrait étendre le programme à 150 emplacements. Si l'on reliait ces travaux aux programmes courants de surveillance de l'état des forêts, on pourrait mieux étudier les incidences des pluies acides et du dépérissement des forêts sur les populations d'oiseaux. D'autres dénombrements aviaires exécutés sur une longue

période pourraient aussi servir à évaluer les effets des pluies acides sur l'avifaune (DesGranges, 1987).

Les résultats des travaux ornithologiques sont présentés à la section **5.4.3.**

5.3.1.5 ÉTUDES DE BASSINS HYDROGRAPHIQUES

Dans l'est du Canada, le programme d'étude du TADPA comprend cinq études d'écosystèmes ou de bassins hydrographiques, qu'on exécute aux endroits suivants : 1) la région des lacs expérimentaux, dans le nord-ouest de l'Ontario, 2) le bassin des lacs Turkey, dans le district d'Algoma, en Ontario, 3) Dorset, dans le centre de l'Ontario, 4) la forêt Montmorency, au Québec et 5) le parc national Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse. On a mis en oeuvre d'importants programmes de surveillance des milieux terrestres aux quatre derniers endroits. Des travaux d'envergure sont encore en cours dans le bassin des lacs Turkey. Bien qu'ils aient varié en fonction des objectifs de recherches particulières, les aspects des travaux liés à la surveillance ont généralement, mais pas toujours, impliqué des mesures des paramètres suivants : croissance des arbres, précipitations, précipitations non interceptées, écoulement supercortical, quantité et composition chimique de la litière, percolation au travers du tapis forestier et des sols minéraux et propriétés chimiques de ces milieux, ampleur et caractères chimiques de l'écoulement total. Il arrive souvent que les travaux soient intégrés aux activités d'autres organismes. Ainsi, dans le bassin des lacs Turkey, Forêts Canada, Pêches et Océans Canada et Environnement Canada (principalement l'Institut national de recherche sur les eaux et le Service de l'environnement atmosphérique) ont participé aux travaux, en collaboration avec le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (Jeffries et al., 1988a).

5.3.1.6 SOMMAIRE

Il existe trois niveaux de surveillance des effets sur les milieux terrestres : les relevés (effectués par la voie des airs et au sol), les parcelles permanentes et les études d'écosystèmes. Idéalement, tous les niveaux d'intervention devraient être interdépendants de manière que l'information puisse être échangée d'un niveau à l'autre. En même temps, pour que l'information puisse être accessible à tous les intervenants, il faudrait intégrer le plus possible la surveillance des forêts dans d'autres travaux de recherche sur l'environnement, en particulier ceux portant sur l'atmosphère, les milieux aquatiques et la faune.

Un relevé intégré des dommages causés aux forêts, comme celui qui a lieu en Europe depuis plusieurs années, serait irréalisable au Canada en raison de la diversité et de l'étendue de nos forêts. On a exécuté des relevés limités, notamment au Québec (MERQ) et en Ontario (ministère de l'Environnement). À l'échelle du Canada, la surveillance est assurée par le RIMA. Comme plusieurs organismes participent aux

activités, il faut maintenir les communications et continuer de tendre vers l'uniformisation des méthodes d'évaluation.

L'approche qui caractérise le DNARPA, à savoir déterminer l'état général d'une forêt plutôt que de s'intéresser aux effets de polluants particuliers, est bien adaptée au contexte canadien. Elle présente l'avantage de permettre la détection de formes de dommages dont on n'a pas imaginé l'existence. Il faudrait donner une extension considérable au réseau du DNARPA, qui compte actuellement peu de parcelles d'échantillonnage. Dans la mesure du possible, il faudrait établir des parcelles de manière à exploiter les réseaux existants de mesure des dépôts et d'autres réseaux créés pour l'exécution de diverses études.

On a exécuté plusieurs études de bassins hydrographiques au Canada ces dix dernières années. Il conviendrait de créer un petit réseau d'emplacements d'étude d'écosystèmes (de bassins hydrographiques) choisis avec soin qui représenteraient les principaux types de forêts, au moins à l'intérieur et autour des principales zones touchées par des dépôts de polluants. Outre les recherches de bases qu'on y poursuivrait et les avantages que procure la surveillance globale d'écosystèmes, les endroits choisis devraient être communs à divers réseaux d'étude.

5.3.2 CARTES DE LA SENSIBILITÉ DES SOLS

5.3.2.1 INTRODUCTION

Au Canada, on a commencé à évaluer la sensibilité des milieux terrestres aux dépôts acides après la signature, en 1980, du Mémorandum déclaratif d'intention (MDI) concernant la pollution atmosphérique transfrontière. Les travaux de cartographie connexes visaient les objectifs suivants :

Examiner et rassembler les données pédologiques et géologiques existantes qui peuvent servir à évaluer la dégradation de l'environnement.

Localiser les zones qui sont à la fois très sensibles aux dépôts acides et très touchées par ces dépôts; donc, intensifier les recherches.

Établir une structure permettant de déceler les besoins de données ou de renseignements.

Assurer une base logique pour la surveillance ultérieure sur une longue période.

Les pages suivantes exposent l'approche de recherche adoptée dans l'est et l'ouest du Canada (y compris le Nord canadien) et la perspective nationale.

5.3.2.2 APPROCHE

On entend par sensibilité des milieux terrestres les réactions prévues du sol et du sous-sol aux dépôts acides. Ces réactions se traduisent par : la baisse du pH, la perte de cations basiques, la rétention de sulfates et de nitrates, la mobilisation de l'aluminium, la solubilisation de métaux lourds et l'accroissement de l'altération superficielle par des silicates et des carbonates. Par souci de commodité et faute de courbes dose-effet, on a limité les évaluations au classement d'unités cartographiques des milieux terrestres (sols, formations superficielles, roche en place). Le système de classement peut être simple ou complexe et l'on peut élaborer différentes clés selon les interprétations des données ou les objectifs visés. Les systèmes de classement comme celui indiqué au **tableau 5.3.1** sont très utiles pour l'interprétation qualitative des cartes des sols et de la roche en place. Habituellement, on peut répartir les unités cartographiques en trois classes de sensibilité aux dépôts acides (faible, modérée et élevée).

Jusqu'à présent, on s'est surtout attaché à déterminer le pouvoir tampon des sols et des sous-sols dans les bassins hydrographiques et leur capacité à modifier les effets des charges acides sur les eaux de drainage, les cours d'eau et les lacs. On a produit des cartes indiquant le potentiel de réduction de l'acidité propre aux sols et aux sous-sols. Il existe aussi des cartes de la sensibilité des sols, qui indiquent la vulnérabilité des sols aux phénomènes physiques et chimiques qui pourraient entraver la croissance végétale.

Pour faire des interprétations quantitatives, il importe d'utiliser des modèles des processus en présence de concert avec des classifications. La méthode d'établissement de cartes de sensibilité des terres agricoles élaborée par Coote et al. (1989) est un exemple de cette approche. Elle permet un classement des terres agricoles fondé sur l'estimation de la perte prévue de bases résultant des dépôts acides et de l'emploi d'engrais à base d'azote. Cette perte est estimée à partir des charges acides prévues (par région) et de la capacité de chaque type de sol de tamponner le stress acide effectif.

5.3.2.2.1 Est du Canada

L'évaluation initiale est l'oeuvre de Shilts et al. (1981), qui ont réalisé des cartes de la sensibilité de milieux terrestres fondées sur des critères relatifs à la roche en place et aux formations superficielles. La Direction générale des eaux intérieures et la Direction générale des terres ont produit des cartes détaillées couvrant l'est du Canada au sud de 52° N et la partie du pays située à l'est de la frontière entre l'Ontario et le Manitoba (MDI, 1983). Les cartes couvrant la Nouvelle-Écosse (Hirvonen, 1984), le Québec (Li, 1985) et l'Ontario (Cowell et Lucas, 1986) ont été révisées. Il existe aussi une carte du Labrador (Hirvonen, 1982). Elles peuvent être comparées avec des cartes de la sensibilité des

milieux aquatiques fondées sur des classes d'alcalinité des lacs. On trouve, par exemple, la carte intitulée Acid precipitation and watershed sensitivity map, qui est publiée par le Secrétariat pour la Nouvelle-Angleterre et le Secrétariat pour l'est du Canada (Comité de l'environnement, 1988). Cette carte couvre tout l'est du Canada, à l'exception de l'Ontario, et plusieurs États du nord-est des États-Unis : Connecticut, Maine, Massachusetts, New Hampshire, Rhode Island et Vermont.

Tableau 5.3.1
Classes de potentiel de réduction de l'acidité fondées sur les conditions pédologiques et géologiques[a]

Potentiel	Conditions pédologiques et géologiques
Élevé	- Sous-sol entièrement composé de roche en place, notamment de la pierre à chaux, de la dolomite et d'autres roches riches en carbonates, qui peuvent facilement réduire l'acidité. - Sols peu profonds riches en argile ou en carbonates surmontant de la roche en place ayant un potentiel moyen de réduction de l'acidité[b] - Sols profonds riches en argile ou en carbonates
Moyen	- Roche en place ayant un potentiel moyen de réduction de l'acidité et exposée sur au moins la moitié de la surface étudiée. Présence de roches mafiques et ultramafiques, de grès lié par des carbonates et de roches sédimentaires à grain fin, tel du schiste. - Sols riches en argile ou en carbonates surmontant de la roche ayant un faible potentiel de réduction de l'acidité et exposée sur 50 à 75 % de la surface étudiée. - Sols peu profonds, vaseux ou pauvres en carbonates surmontant de la roche ayant un faible ou moyen potentiel de réduction de l'acidité. - Sols peu profonds et libres de carbonates surmontant de la roche ayant un potentiel moyen de réduction de l'acidité. - Sols peu profonds et riches en argile ou en carbonates surmontant de la roche ayant un faible potentiel de réduction de l'acidité.
Faible	- Roche en place ayant un faible potentiel de réduction de l'acidité et exposée sur au moins 75 % de la surface étudiée (p. ex. des roches à forte teneur en silice, tels du granite et du grès quartzeux). - Sols profonds, vaseux ou pauvres en carbonates. - Sols profonds ou peu profonds, sableux ou vaseux (sans carbonates ou riches en carbonates) surmontant de la roche ayant un faible potentiel de réduction de l'acidité et exposée sur 50 à 74 % de la surface étudiée. - Sols peu profonds libres de sable ou de carbonates surmontant de la roche ayant un faible potentiel de réduction de l'acidité. - Sols profonds et sableux ou libres de carbonates.

[a] Direction générale des terres, Environnement Canada, 1988
[b] On entend par sols peu profonds des sols ayant moins d'un mètre de profondeur.

5.3.2.2.2 Ouest et nord du Canada

On a établi des cartes de la sensibilité des milieux aquatiques et des sols dans tout l'ouest et le nord du Canada (Western Canada LRTAP, 1982, 1983, 1987). Il existe une série de cartes portant sur les milieux aquatiques et une autre série portant sur les sols pour chaque territoire et chaque province considérée (Manitoba : Wotton et Haluschak, 1986; Saskatchewan : Padbury, 1986; Alberta : Holowaychuk et Fessenden, 1987; Colombie-Britannique : Weins, 1986; Territoires du Nord-Ouest : Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 1986; Yukon : Senyk, 1986). On poursuit les travaux de cartographie en vue d'intégrer les données sur les sols, les sous-sols et les réseaux aquatiques pour établir des "classes de sensibilité des paysages". Le **tableau 5.3.2**, ci-dessous, donne un aperçu de ces classes, qui sont au nombre de quatre.

TABLEAU 5.3.2
Distribution en pourcentage des classes de sensibilité des paysages dans l'ouest du Canada, par province et territoire[a]

Province ou territoire	Classe de sensibilité[b] 1	2	3	4	Superficie totale ($\times 10^6$)
	(hectares)				
Colombie-Britannique	9,2	1,7	26,0	59,6	93,1
Alberta[c]	1,1	1,0	10,7	87,1	66,1
Saskatchewan	14,0	0,6	22,3	63,0	65,3
Manitoba	2,7	0,1	31,9	65,3	64,9
Territoires du Nord-Ouest	22,7	2,9	24,4	41,5	297,0

[a] Sandhu et Lechner, 1988
[b] Classe 1 : alcalinité des lacs inférieure à 10 mg/L, P faible
Classe 2 : alcalinité des lacs inférieure à 10 mg/L, P modéré
Classe 3 : alcalinité des lacs supérieure à 10 mg/L, P faible
Classe 4 : alcalinité des lacs supérieure à 10 mg/L, P élevé
P = potentiel de réduction de l'acidité des sols et des sous-sols
[c] Évaluations provisoires, en particulier pour le nord-est de la province.

5.3.2.3 PERSPECTIVE NATIONALE

Le **tableau 5.3.3** présente, par province et par territoire, les résultats des travaux de cartographie de la sensibilité des milieux terrestres fondés sur la classification indiquée au **tableau 5.3.1** (Direction générale des terres, 1987, 1988). Des terrains d'une superficie totale d'environ 4 000 kilomètres carrés (46 % du territoire canadien) sont classés comme très sensibles aux dépôts acides. Ils couvrent la majeure partie de Terre-Neuve, du Québec et de la Nouvelle-Écosse ainsi que le centre-nord et le nord-ouest de l'Ontario, le nord du Manitoba et de la Saskatchewan, l'ouest de la Colombie-Britannique, le sud-ouest et le nord du Yukon, l'est du district de Mackenzie, le district de Keewatin et une grande partie de l'île de Baffin, dans le district de Franklin. Dans beaucoup de ces régions, la roche en place est plutôt granitique et les paysages sont caractérisés par de nombreux affleurements et des sols peu profonds à texture grossière.

TABLEAU 5.3.3
Distribution en pourcentage des classes de sensibilité des sols (projections terrestres) au Canada

Prov./terr.	Classes de sensibilité[a]				
	Élevée	Moyenne	Faible	Non déterminée	
				(Glace)	(Sols org.)
Colombie-Britannique	32	44	18	3	3
Alberta	6	11	70	<1	13
Saskatchewan	37	3	56	0	4
Manitoba	30	2	38	0	30
Ontario	34	20	20	0	26
Québec	82	8	7	0	3
Nouveau-Brunswick	31	49	12	0	8
Nouvelle-Écosse	54	33	13	0	<1
Î.-P.-É.	46	54	1	0	<1
Terre-Neuve	56	30	4	0	10
T.N.-O.	48	25	18	6	3
Yukon	43	35	17	3	2
Canada	46	21	23	2	8

[a]Les milieux terrestres ont un potentiel élevé de réduction de l'acidité quand les eaux superficielles ont une faible sensibilité potentielle à l'acidification (Direction générale des terres, 1988).

On trouve des terrains moyennement sensibles aux dépôts acides en Gaspésie, au Nouveau-Brunswick, dans l'ouest de l'Ontario, en Colombie-Britannique, au Yukon et dans l'ouest des Territoires du Nord-Ouest. Enfin, les basses terres du Saint-Laurent, le centre et le sud de l'Ontario et du Québec, les Prairies et plusieurs îles de l'Archipel arctique sont insensibles aux précipitations acides.

On n'a pas encore classé les sols organiques qui, bien qu'acides, ont tendance à être bien tamponnés. Toutefois, la végétation que ces sols supportent est sensible aux dépôts acides.

5.3.2.4 ORIENTATIONS FUTURES

Il existe maintenant des cartes historiques indiquant le potentiel de réduction de l'acidité propre aux sols et aux terrains géologiques dans l'ensemble du Canada. Les travaux de cartographie actuels et futurs permettront probablement d'accroître la résolution de ces cartes et d'interpréter de différentes façons les cartes de base existantes. Grâce à l'augmentation de la résolution, on pourra mesurer l'occurrence et la distribution de l'aluminium, des métaux lourds et des sulfates entrant dans les eaux superficielles sous l'influence des sols, des dépôts en surface, de la roche en place et des dépôts acides.

La réinterprétation des cartes impliquera l'établissement de niveaux qualitatifs et quantitatifs de sensibilité des sols par rapport aux paramètres suivants : acidification des sols, réduction du pH, mobilisation des bases échangeables et solubilisation de l'aluminium en réaction aux dépôts acides. Elle devrait être utile pour l'analyse des effets des dépôts acides sur les forêts et l'agriculture à l'échelle régionale. Serviront encore davantage des seuils de "charges critiques", indiqués sur les cartes, visant la protection d'écosystèmes ayant différents niveaux de sensibilité aux dépôts acides.

5.3.3 TÉLÉDÉTECTION

5.3.3.1 TÉLÉDÉTECTION À L'EXTÉRIEUR DU CANADA

La télédétection peut permettre d'évaluer le déclin des forêts de façon objective, quantitative et uniforme. Des spécialistes se sont réunis, lors d'un atelier tenu en Autriche en mars 1988, pour déterminer quel était l'état des connaissances en matière d'application de la télédétection à l'étude des forêts (Nilsson et Duinker, 1988). Au terme de l'atelier, ils ont conclu que les problèmes techniques étaient trop aigus et que les paysages, les essences d'arbres, les types de forêts et les caractères du dépérissement étaient trop variés pour qu'on puisse effectuer un relevé adéquat du déclin des forêts dans l'ensemble de l'Europe à l'aide de systèmes de télédétection. Toutefois, la télédétection a permis d'évaluer avec succès le dépérissement de certains types de forêts dans certaines régions. Ainsi, on a établi des cartes précises du déclin de la forêt à épinette et à sapin des montagnes Vertes au Vermont, dans le nord-est des États-Unis, au moyen du capteur thématique (TM) de Landsat et du balayeur multibande aéroporté

simulant un TM (TMS). Des images multidates montrent l'évolution temporelle des forêts (Van Voris et Wukelic, 1988), tandis que les rapports de bandes du TM et du TMS, en particulier ceux des bandes 6 et 5 et 6 et 4, permettent de délimiter avec précision et en permanence les zones de dépérissement de la forêt à épinette et à sapin (Rock et al., 1986; Vogelmann, 1988). On a aussi employé le TM de Landsat avec succès en Suède (Ekstrand, 1989) et en Caroline du Nord (Khorram et al., 1989) pour cartographier des zones où le déclin de l'épinette est faible à modéré. Dans ces deux études, on n'a pu délimiter avec une exactitude constante les zones de fort dépérissement de l'épinette. Selon les auteurs, cela est attribuable à la réflexion de la végétation basse au travers du couvert d'épinettes fortement défolié qui masquait la réflectance spectrale du feuillage des épinettes. Les responsables d'une autre opération de télédétection menée au-dessus de la forêt mixte (conifères-Pin tordu) de la Sierra Nevada, en Californie, ont connu le même problème (NCASI, 1989).

Cette opération visait à mesurer la réponse spectrale des aiguilles du Pin tordu à l'ozone, paramètre qui pourrait permettre la détection précoce des effets de la pollution sur les forêts. Même si les résultats obtenus portent à l'optimisme - on a établi une étroite corrélation entre la réponse spectrale des aiguilles et leur teneur en chlorophylle - on a souligné la nécessité de trouver des moyens de traiter les nombreux signaux différents qui proviennent de milieux hétérogènes (formés de roche, de sol et de végétation). Les responsables de l'opération ont conclu que le spectromètre évolué de détection dans le visible (AVIRIS), ainsi que le spectromètre imageur à grande résolution (HIRIS) que la NASA envisage de mettre au point, pourraient constituer les meilleurs outils de détection précoce des dommages causés aux forêts à cause de leur pouvoir de résolution élevé.

On a eu recours à la photographie aérienne dans le cadre de relevés du dépérissement des forêts en Europe. Les auteurs des relevés font souvent appel à la photographie couleur infrarouge à moyenne échelle (1/8 000 par exemple) dans un réseau systématique de parcelles d'échantillonnage photographique où l'on relève les symptômes du déclin d'arbres déterminés. Ensuite, on détermine le degré et l'étendue du dépérissement à l'échelle régionale avec l'appui d'équipes travaillant sur le terrain. Des expériences ont permis d'examiner des images captées à différentes résolutions par un balayeur multibande aéroporté. La classification du dépérissement général à l'aide de systèmes à haute résolution a donné de bons résultats (Koch et al., 1984). En outre, on a poursuivi des études de la réflectance spectrale qui visaient principalement à mieux déterminer les caractéristiques spectrales des arbres touchés en vue d'élaborer des méthodes de relevés multibandes.

5.3.3.2 TÉLÉDÉTECTION AU CANADA

Au Canada, Forêts Canada se sert régulièrement de la télédétection par satellite pour établir des cartes de zones forestières soumises à des brûlages et à la coupe. Lee (1989) donne un résumé des travaux de télédétection appliqués aux forêts, notamment

ceux visant à étudier les dommages causés par les insectes et les maladies et à dresser des cartes montrant les différents types de forêts et essences d'arbres ainsi que les zones forestières en régénération. L'emploi du balayeur multibande aéroporté à faible résolution (de 3 à 10 m) a donné des résultats moyens pour l'évaluation des dommages causés par les insectes (Leckie et Gougeon, 1981; Ahern et al., 1986; Leckie et Ostaff, 1988). On a utilisé un système à haute résolution (< 3 m) pour l'étude de peuplements forestiers attaqués par le Dendroctone du Pin argenté et la Tordeuse des bourgeons de l'épinette.

À l'heure actuelle, le dépérissement forestier au Canada est limité presque exclusivement aux forêts décidues de l'Est. Jusqu'à présent, on n'a pas observé de déclin de la forêt conifèrienne à l'échelle régionale, bien qu'on ait constaté des dommages à proximité de sources ponctuelles de pollution atmosphérique. Ainsi, la télédétection s'est révélée très utile pour le repérage des effets subtils du SO_2 sur la Pruche occidentale au voisinage d'une usine de pâte au bisulfite en Colombie-Britannique (Curtis et Ustin,1989). Les auteurs, qui se sont servis d'un capteur spectral à haute résolution pour déteminer les caractéristiques des peuplements le long d'un gradient de SO_2, ont constaté que les concentrations de chlorophylle dans le feuillage étaient directement proportionnelles à la profondeur du puits d'absorption par la chlorophylle (de 600 à 700 nm) et que l'endommagement des chloroplastes a entraîné l'expansion du phénomène d'absorption par la chlorophylle. On a aussi utilisé avec bonheur la photographie aérienne à grande échelle pour l'évaluation et la mesure des effets dévastateurs du SO_2 (Murtha, comm. pers.).

La photographie aérienne classique et infrarouge en couleur a servi comme complément des études sur le terrain du dépérissement de l'Érable à sucre dans l'est du Canada. Au Québec, on a fait l'essai d'images captées par le TM de Landsat pour l'évaluation du déclin d'érablières à la suite de l'épisode courant de dépérissement au sud du fleuve Saint-Laurent. Le système n'a pu faire ressortir que les zones où la cime des arbres était fortement attaquée (Beaubien, comm. pers.). Dans la même région du Québec, pendant l'été 1989, on a utilisé un balayeur-imageur électro-optique à détecteurs multiples (MEIS); les données obtenues serviront à évaluer l'efficacité du TM pour la surveillance du déclin des érables. Il semble que le MEIS serait efficace pour l'évaluation du dépérissement des forêts. Toutefois, comme il ne peut capter d'images dans la bande infrarouge des courtes longueurs d'onde et comme la largeur du couloir couvert est limitée, le MEIS pourrait être moins utile comme système d'exploitation.

L'imageur ligne par ligne à fluorescence, qui est un spectromètre imageur programmable à haute résolution, a permis de comparer la réponse spectrale d'érablières saines à celle d'érablières en déclin au cours d'expériences faites en Ontario (Forêts Canada, 1988). Par rapport à la réponse des milieux moins attaqués, celle des peuplements les plus touchés par le fléau correspondait à un important décalage vers les longueurs d'onde plus courtes à l'extrémité rouge du spectre. Ce décalage vers le bleu est généralement considéré comme un signe du stress subi par la végétation. Toutefois, lors de cette

étude préliminaire, on n'a pas réussi à observer deux autres indicateurs spectraux théoriques de ce stress, à savoir l'augmentation de la réflectance du puits d'absorption par la chlorophylle et la diminution de la réflexion de l'épaulement infrarouge.

On a également fait des expériences de surveillance du dépérissement de l'Érable à sucre en Ontario à l'aide de vidéographes aéroportés à 4 bandes et à grande échelle (AMV) (Yuan et al., 1989). Le système a servi au-dessus de terres à bois caractérisées par un gradient de déclin de l'Érable à sucre où l'on avait déjà évalué l'état des arbres sur place. Après des transformations des images sur les plans spectral et de la texture, les données ont servi à élaborer un indice numérique du dépérissement applicable à chaque arbre pour compléter les relevés sur le terrain. Ensuite, les terres à bois ont été classées en fonction de l'indice de dépérissement AMV dans l'ordre croissant relatif de gravité du phénomène. Cet indice quantitatif était constant et objectif et donnait des résultats qui se comparaient avantageusement avec ceux des évaluations sur le terrain. La méthode est considérée comme semi-opérationnelle.

Avant qu'on puisse avoir recours systématiquement à la télédétection pour l'évaluation du dépérissement des forêts au Canada et ailleurs, il faudra résoudre plusieurs problèmes techniques. D'une part, l'utilisation d'images à faible résolution cause de la confusion dans l'évaluation des dommages, car les pixels ne correspondent pas tous aux mêmes cibles (arbres de différentes essences, clairières ou zones attaquées à des degrés divers). D'autre part, sur les images à grande résolution, l'intensité des pixels propres à une même cible, comme un arbre, varie en raison des effets de la réflectance bidirectionnelle (quand l'arbre a un côté éclairé par le soleil et l'autre à l'ombre, par exemple).

5.3.4 DÉTECTION RAPIDE DES SYMPTÔMES DE DÉPÉRISSEMENT

5.3.4.1 CONTEXTE ET OBJECTIFS

Le dépérissement des forêts est un grand sujet de préoccupation dans certaines parties de l'Europe, notamment en République fédérale d'Allemagne. Dans de nombreux cas, les symptômes observés sur des arbres touchés sont irréversibles, si bien que les gestionnaires des forêts sont moins en mesure de réagir à l'aggravation du fléau. Pour que ceux-ci puissent intervenir avant que des signes évidents de déclin n'apparaissent, il faut disposer d'un moyen de déceler les changements subtils de la condition des arbres. C'est ainsi qu'on a mis en oeuvre un programme de détection rapide des symptômes de dépérissement des arbres pour l'évaluation de méthodes d'essai offrant des possibilités. En 1986, on a entrepris une étude en Europe en vue de mettre au point des méthodes de mesure des dommages biochimiques et physiologiques avant l'apparition de signes visibles de ralentissement de la croissance des arbres forestiers. De nombreux échantillons de feuillage ont été prélevés dans des peuplements forestiers européens subissant la pollution à divers degrés, échantillons qu'on a soumis à une batterie d'épreuves physiologiques et biochimiques. Les résultats de la plupart des

travaux ont été publiés (Cape et al., 1988; Mehlhorn et al., 1988; Wolfenden et al., 1988). Ceux-ci étaient fondés sur les connaissances existantes concernant la réaction des forêts à l'action de polluants provenant de sources ponctuelles. Un exemple frappant à cet égard est l'importante étude de cas (qu'on poursuit toujours) de la réaction de la forêt boréale en Alberta aux émissions de gaz sulfureux, étude qui vise aussi à mesurer les dépôts et l'absorption de polluants ainsi que la teneur en eau, la physiologie, la consommation de minéraux et la biochimie des plantes ligneuses. Legge et al. (1981) ont résumé le contenu de la série de rapports portant sur cette étude.

5.3.4.2 ÉTUDES EFFECTUÉES EN ONTARIO

Certains essais effectués en Europe en 1986 ont semblé utiles pour la détermination des changements anatomiques et de l'altération des propriétés de la surface du feuillage dans un gradient de pollution atmosphérique. En 1987, on a employé en Ontario certaines des méthodes les plus prometteuses expérimentées en Europe pour voir s'il existait des similitudes dans les conditions aux deux endroits.

On a prélevé des échantillons de feuillage de Pin blanc, d'Épinette de Norvège (essence commune à l'Ontario et à l'Europe) et d'Érable à sucre à 12 ou 16 endroits typiques d'au moins quatre zones distinctes du sud de l'Ontario aux points de vue des précipitations acides et des concentrations d'ozone dans l'air ambiant. Le feuillage des conifères a été réparti en fonction d'années de croissance distinctes.

On a mesuré l'angle de contact entre les gouttelettes d'eau et la surface du feuillage des conifères à l'aide d'un microscope binoculaire de grande puissance muni d'un réticule à rapporteur d'angles intégré. On a pu ainsi déterminer la mouillabilité, avoir une indication de l'intégrité des cuticules et évaluer efficacement les effets du polluant sur la surface des aiguilles pour les deux années de croissance (Percy et Baker, 1988) et pour les arbres forestiers (Cape, 1983; Percy, 1987). Les résultats montrent que c'est dans le sud-ouest de l'Ontario, soit la région la plus polluée, que les changements subis par les cuticules étaient les plus importants (que le mouillage des feuilles était le plus prononcé). Bien que les cuticules des conifères puissent réagir directement à l'acidité et à la présence d'ozone dans l'air ambiant situé à proximité en produisant de nouvelles structures cireuses cristallines (Percy et al., 1989), les changements généraux subis par les cuticules ne peuvent à eux seuls être considérés comme des indicateurs fiables de l'importance des dépôts de polluants (Percy, 1988).

On a également réalisé l'essai de Härtel (Fuchshofer et Härtel, 1985), qui indique les modifications internes du feuillage résultant de l'exposition à des composés soufrés. Selon les valeurs d'absorbance des échantillons de feuillage, la turbidité de la solution est directement proportionnelle à l'âge du feuillage; pour les deux essences de conifères, c'est dans les zones les plus touchées par les dépôts acides qu'elle était le plus élevée. Les résultats semblent indiquer que les dépôts de polluants influent sur les caractères internes du feuillage.

De plus, on a dosé 12 éléments nutritifs inorganiques dans des échantillons. Il existait des écarts statistiques entre les échantillons selon le lieu du prélèvement, ce pour tous les éléments dosés; toutefois, on n'a pu établir un rapport évident entre les dépôts de polluants et la composition élémentaire des échantillons. Il semblait plutôt que c'étaient les propriétés du sol ambiant qui influaient le plus sur la composition élémentaire des feuilles (l'âge du feuillage jouait aussi un rôle indéniable à cet égard). Les concentrations de plusieurs éléments, dont le calcium, le chrome, le fer, le magnésium, le zinc et le plomb, augmentaient avec le temps, tandis que celles de l'azote et du phosphore diminuaient d'année en année.

L'étude effectuée en Ontario comprenait l'échantillonnage de la végétation locale; du matériel végétal exposé à des conditions simulées de précipitations acides et de pollution par l'ozone a été soumis à des essais similaires dans des milieux contrôlés. Les éléments dosés dans les échantillons étaient les suivants : pigments, chlorophylles a et b, carotène, luténie et les xanthophylles, soit la violaxanthine et l'antheraxanthine. Il semble que les rapports de concentrations de ces deux dernières puissent être des indicateurs de l'état des arbres en Europe (Wolfenden et al., 1988). Bien que les essais ne soient pas terminés, les résultats n'ont pas permis d'établir un lien précis entre les dépôts de polluants et l'une ou l'autre des variables relatives aux pigments. La variabilité inhérente aux échantillons prélevés sur le terrain est peut-être trop grande pour être d'une quelconque utilité pratique dans l'évaluation de l'état des arbres par cette méthode. Toutefois, si elle est complétée par d'autres essais non encore au point, l'analyse de la composition des pigments pourrait encore être un indicateur diagnostique valable du stress dû à la pollution.

On a aussi déterminé la composition de la sève prélevée dans des Érables à sucre à plusieurs endroits en Ontario, au printemps. Des comparaisons de la sève provenant d'arbres d'un même peuplement ont indiqué que les arbres sains dans l'ensemble produisaient de la sève d'une qualité différente de celle produite par des arbres qui dépérissent. La sève des arbres sains avait une teneur plus élevée en sucrose, un disaccharide, tandis que celle des arbres en voie de dépérissement avait une teneur plus élevée en monosaccharides, tels l'arabinose et le galactose. Ces derniers avaient aussi une sève qui contenait une plus grande quantité de plusieurs éléments inorganiques, notamment l'aluminium, le manganèse, le fer, le sodium et le baryum. En revanche, les concentrations de calcium, de potassium et de bore étaient plus élevées dans la sève des arbres sains. On n'a pas encore fini d'interpréter les résultats de cette partie de l'étude effectuée en Ontario.

Des recherches effectuées récemment en Alberta révèlent que le rapport entre le soufre accumulé dans le feuillage et le soufre assimilé constitue un outil de biosurveillance utile dans les écosystèmes forestiers soumis à une pollution atmosphérique à base de soufre et qu'il pourrait servir dans un système d'alerte rapide en matière d'environnement (Legge et al., 1988).

5.3.5 SURVEILLANCE BIOLOGIQUE

La surveillance biologique sert depuis longtemps pour l'étude des effets indirects de la pollution atmosphérique causée par des sources locales et l'on a adapté certains des travaux à l'étude des effets du TADPA. En outre, les études de ce type sont souvent utilisées comme moyens de surveillance, comme substituts à d'autres types de surveillance de la pollution atmosphérique et pour la mesure de l'absorption relative des contaminants transportés à distance dans différentes régions (Zakshek et al., 1986; Tims et Knight, 1987).

Les lichens et les mousses sont des milieux particulièrement propices à la poursuite de ce genre de recherche, à cause de la relative simplicité de leur structure tissulaire, de leur tendance à retenir et à accumuler les ions et de leur relative sensibilité aux polluants. Par ailleurs, on s'est récemment servi de plantes supérieures et d'indices physiologiques comme indicateurs des effets du TADPA.

Il existe deux grands types d'études pour la surveillance biologique. Les études avec bioindicateurs, qui font appel à des indices révélateurs de la condition biologique (des réactions visibles et physiologiques des récepteurs) pour l'évaluation de l'exposition à des contaminants toxiques ou dangereux et des effets de ceux-ci sur la condition des écosystèmes. Les études de bioassimilation permettent de mesurer l'accumulation de contaminants dans les tissus végétaux et animaux pour déterminer l'exposition à des polluants.

5.3.5.1 ÉTUDES AVEC BIO-INDICATEURS EFFECTUÉES AU CANADA

Au Canada, les auteurs d'études fondées sur des bio-indicateurs ont surtout utilisé des lichens, des mousses ou des plantes supérieures pour déterminer les effets du TADPA sur l'environnement. Même si l'on a mesuré directement en laboratoire la tolérance de lichens et de mousses aux pluies acides (Lechowicz, 1982), la plupart des travaux exécutés récemment au Canada dans ce domaine ont eu lieu dans des milieux naturels. Dans la forêt boréale en Ontario, des chercheurs ont étudié les effets de pluies acides simulées sur des lichens du genre Cladina (Scott et al., 1989) et des hypnacées (Pleurozium schreberi) dans des parcelles permanentes (Hutchinson et Scott, 1988). Lechowicz (1987a) a surveillé les effets de précipitations acides simulées sur Cladina stellaris sur des terres forestières à lichens du Nouveau-Québec.

Des plantes supérieures vivant dans des écosystèmes boréaux ont également servi comme bio-indicateurs. Redmann et al. (1986) ont utilisé des pluies acides simulées pour déterminer la sensibilité relative à l'acidification d'espèces végétales du sud de la forêt boréale en Saskatchewan. Les pertes par la membrane se distinguaient par une variation considérable parmi les 16 espèces étudiées, variation qui peut servir à établir des classes de résistance des tissus foliaires à l'acidification.

Un des principaux aspects du Dispositif national d'alerte rapide pour les pluies acides (DNARPA) est l'utilisation de divers indicateurs de l'état de santé des plantes, en particulier de la vigueur des arbres (Magasi, 1988). En Colombie-Britannique, on s'est servi de plantes inférieures comme d'indicateurs supplémentaires des changements survenus dans des parcelles d'étude du DNARPA, où l'on a inventorié les lichens, les hépatiques et les mousses et déterminé la vigueur de pieds repiqués de lichens sensibles à la pollution (Van Sickle, 1989). D'autres réseaux de surveillance de l'état des lichens sont en voie de création en Colombie-Britannique.

Garvais et al. (1989) ont étudié les caractéristiques des chromosomes de Claytonia caroliniana dans le but de trouver un moyen de déceler tôt la détérioration des érablières. L'occurrence de chromosomes B serait en corrélation négative avec la gravité du dépérissement des peuplements considérés.

En outre, le ministère de l'Environnement de l'Ontario met au point des méthodes qui permettront de mesurer les dommages biochimiques ou physiologiques avant que les symptômes visibles de détérioration n'apparaissent. Les travaux sont décrits en détail à la section 5.3.4 ("DÉTECTION RAPIDE DES SYMPTÔMES DE DÉPÉRISSEMENT").

Le ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick se sert de tabac Bel W-3, sensible à la pollution par l'ozone. On a planté ce tabac au même emplacement que des dispositifs de surveillance de l'ozone pour mesurer les concentrations du polluant et étudier les rapports entre celles-ci et la détérioration du Bouleau à papier dans la région de la baie de Fundy (Tims et Knight, 1987; Cox et al., 1989).

5.3.5.2 ÉTUDES DE BIOASSIMILATION EFFECTUÉES AU CANADA

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Case, 1985) a utilisé plusieurs espèces de Cladina ainsi que les mousses Hylocomium splendens et Pleurozium schreberi pour dresser des cartes des dépôts d'oligoéléments à 44 endroits sur le territoire ontarien et pour étudier le rapport entre la chimie des lichens et des mousses et celle des précipitations. Barkley (1989) a entrepris une étude des oligoéléments présents dans des lichens et des mousses recueillis dans le district de Thunder Bay. Zakshek et al. (1986) ont comparé les concentrations de S et de Pb dans le lichen Cladina rangifera dans 85 tourbières ombrotrophiques de l'est du Canada. Dans les provinces Maritimes, Percy (1983) a déterminé la configuration du dépôt par voie atmosphérique des éléments Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, S et Zn sur la mousse Sphagnum magellanicum dans 61 tourbières ombrotrophiques. Au Nouveau-Brunswick, on mesure actuellement le dépôt d'oligoéléments sur des espèces de Sphagnum et de Cladina dans les même milieux (Tims, 1989).

Bien qu'on utilise depuis longtemps des lichens et des mousses pour ce type d'étude, on a de plus en plus recours à l'analyse du feuillage d'arbres dans des études de bioassimilation. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a entrepris une étude de

base de la chimie des feuilles pour surveiller les changements et les tendances à l'égard des constituants du feuillage des arbres (McIlveen, 1989). Parmi les activités liées au DNARPA, on compte aussi des analyses de la composition chimique de lichens, de sols et de feuilles, qui visent à surveiller l'évolution sur une longue période (Magasi, 1988).

Plusieurs administrations ont mis en oeuvre des programmes de mesure des oligoéléments dans les organes d'herbivores. Cette question sera traitée plus en détail à la section 5.4.3.

5.3.5.3 ÉTUDES AYANT CONTRIBUÉ À L'ÉVALUATION DES CONCENTRATIONS ET DU DÉPÔT DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES

Les études avec bio-indicateurs ont fait grandement progresser les recherches sur la gravité des dépôts de polluants atmosphériques transportés à distance et les effets de ces dépôts sur les écosystèmes terrestres et autres.

Non seulement les résultats des travaux de surveillance biologique menés au Nouveau-Brunswick, au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique renseignent sur les concentrations probables d'ozone dans les zones rurales et forestières, mais ils devraient se révéler extrêmement utiles pour l'examen des objectifs de qualité de l'air ambiant concernant l'ozone, voire pour l'établissement d'un indice de réaction des plantes à l'exposition à ce polluant pendant la saison de croissance, indice qui pourrait servir à long terme.

Les mesures des concentrations de métaux à l'état de traces dans des lichens et des mousses ont fait grandement avancer les connaissances sur les dépôts de ces métaux dans les régions rurales du Canada (Zakshek et al., 1986; Case, 1985; Percy, 1983). En ce qui touche les dépôts de sulfures, c'est dans le centre de l'Ontario et du Québec que les deux récepteurs ont été le plus touchés; les concentrations à ces endroits étaient caractérisées par des gradients est-ouest distincts. Ce n'était pas le cas pour le plomb, dont les concentrations minimales ont été mesurées à Terre-Neuve et les concentrations maximales, dans le sud du Québec et de l'Ontario. Percy (1983), qui a limité ses travaux à la région des provinces Maritimes, n'a pas décelé de gradient de concentrations de métaux dans les espèces du genre Sphagnum à l'échelle régionale, bien qu'il ait observé des zones, autour des points d'émissions, où les concentrations étaient élevées.

Une des principales difficultés inhérentes à ces études a été d'établir un rapport entre ces mesures et les mesures de dépôts directs par les voies chimique et physique. Zakshek et al. (1986) ont constaté que les concentrations de S et de Pb dans le lichen Cladina rangiferina dans l'est du Canada concordaient avec celles mesurées dans des lacs échantillonnés dans l'axe est-ouest et avec les résultats d'analyses de la chimie des précipitations. Case (1985) a observé, en Ontario, une très étroite corrélation entre les concentrations de Cd et de Pb dans des lichens et des pluies accumulées, mais une

partie considérable de la variation de la teneur en métaux à l'état de traces n'a pu être expliquée par les analyses de la chimie des précipitations.

On s'inquiète aussi de ce que les concentrations de certains métaux à l'état de traces puissent être élevées dans des écosystèmes arctiques (Puckett et Finegan, 1980). Il faudra peut-être poursuivre les mesures des quantités de métaux déposées sur ces systèmes pour déterminer s'il y a bien eu accroissement ces dix dernières années.

Des sources de pollution atmosphérique exercent une influence sur les chaînes alimentaires dans lesquelles se trouvent des espèces fauniques qui ont accumulé de grandes quantités de métaux et d'autres contaminants (voir la section 5.4.3). La mobilisation de métaux due aux effets des précipitations acides pourrait aussi entrer en ligne de compte. Les concentrations de cadmium dans des Cerfs de Virginie et des Orignaux ainsi que dans les plantes fourragères qu'ils affectionnent ont tendance à être plus élevées dans les zones à faible pouvoir tampon et sensibles aux acides en Ontario (Glooschencho et al., 1988; Parker, 1989; Hickie et al., 1989). Au Québec, c'est dans les zones où les sols étaient peu sensibles aux précipitations acides qu'elles étaient le moins élevées (Crete et al.).

5.3.5.4 CONTRIBUTION DE LA SURVEILLANCE BIOLOGIQUE À L'ÉTUDE DES EFFETS DU TADPA

Des études des effets de précipitations acides simulées sur des espèces végétales du sous-étage de la forêt boréale ont révélé que les réactions de ces espèces sont variables et complexes (Scott et al., 1989).

Certaines espèces, dont Cladina rangiferina, tolèrent les pluies ayant un pH inférieur à 3,5; en outre, l'étendue en pourcentage de Vaccinium angustifolium augmente sur une courte période sous l'effet de pluies simulées ayant un pH de seulement 2,5. Lladina stellaris semble résister à l'augmentation des pluies acides simulées (Lechowicz, 1987a). Dans la plupart des cas, cependant, l'accroissement de l'acidité des pluies entraîne une réduction de la croissance ou de la taille des cryptogames du sous-étage, dont des espèces de Cladina (Scott et al., 1989) et de l'hypnacée (Pleurozium schreberi), ou de la surface que celles-ci occupent (Hutchison et Scott, 1988).

Le fait que les espèces de lichens et les mousses occupant le sous-étage de la forêt boréale et exposées à des épisodes répétés de pluies acides aient généralement tendance à se reproduire et à croître moins rapidement laisse supposer que l'occurrence occasionnelle de pluies ayant un pH de 3,5 ou plus élevé pendant la saison de croissance présente une menace pour ces espèces ainsi qu'au microhabitat de l'étage supérieur et à la structure des populations du sous-étage (Scott et al., 1989). Les observations selon lesquelles les pluies acides exercent une influence directe sur la croissance et la vigueur des lichens ont une très grande signification, car ceux-ci jouent un rôle écologique important dans les écosystèmes boréaux, en particulier les

écosystèmes arctiques et subarctiques. En effet, les lichens constituent un aliment de première importance pour les ongulés en hiver; de plus, ils assurent la régulation du bilan hydrique puisqu'ils forment des paillis et améliorent le bilan d'azote des sols subarctiques (Lechowicz, 1982).

Des études de plantes supérieures dans des écosystèmes boréaux ont montré que la sensibilité de ces plantes à l'acidification est variable. Selon les résultats de recherches menées à l'Université de la Saskatchewan, les feuillus sont plus sensibles à l'acidification que les conifères (Redmann, 1989).

Des mesures de la bioassimilation de métaux à l'état de traces par des herbivores semblent indiquer que ceux-ci s'accumulent dans la chaîne alimentaire. Quand les concentrations de ces métaux s'approchent des niveaux toxiques, les animaux qui se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire sont en danger. Quand les résultats de ces mesures ont paru, les autorités concernées du Manitoba, de l'Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick et de Terre-Neuve ont diffusé des avis recommandant aux gens de ne pas consommer d'organes des espèces animales touchées (Wotton et McEachern, 1988; Glooschencho et al., 1988; Crete et al., 1987; Ecobichon et al., 1988; Brazil, 1989).

5.3.5.5 ORIENTATION FUTURE DES ÉTUDES AVEC BIO-INDICATEURS

Au voisinage des sources ponctuelles de pollution où les émissions sont importantes, on a pu établir des relations dose-effet spécifiques ayant trait aux polluants en cause et à leurs incidences sur la santé d'organismes vivants. Toutefois, dans le cas du TADPA, il s'est révélé plus difficile de déterminer les réponses spécifiques d'écosystèmes forestiers aux polluants. Il faudra pousser les mesures des réponses spécifiques de plantes inférieures et de plantes supérieures avant qu'on puisse utiliser les données en toute confiance pour évaluer l'importance et les effets du TADPA.

Malgré les difficultés, il importe de plus en plus de créer des réseaux de surveillance biologique qui détecteront les changements subis par les forêts, les milieux humides et les prairies avant que ceux-ci soient irrémédiablement endommagés. Ainsi, on pourra poursuivre les travaux de mise au point et de perfectionnement des systèmes d'alerte rapide dont il est question ailleurs dans ce rapport.

5.4 EFFETS

5.4.1 EFFETS SUR LES FORÊTS

5.4.1.1 EFFETS DIRECTS POTENTIELS

5.4.1.1.1 Dépôts acides

À la fin des années 1970, Tamm et Cowling (1977) ont décrit les effets directs et indirects que pourraient avoir les dépôts acides sur la végétation. Ils ont établi qu'il pourrait y avoir quatre grands effets :

a) endommagement des structures superficielles protectrices des végétaux,
b) perturbation du fonctionnement des cellules stomatiques,
c) perturbation du métabolisme normal ou des processus de croissance,
d) accélération du lessivage de substances à partir des organes foliaires.

Effets sur la surface cuticulaire protectrice

La cuticule des feuilles et des aiguilles des arbres constitue leur principal moyen de protection contre les stress biotiques et abiotiques, car elle prévient les pertes d'eau et de substances nutritives et l'invasion par des organismes pathogènes. Il n'est pas étonnant qu'on ait tant cherché à comprendre la relation entre les dépôts de polluants et l'intégrité de la cuticule. Contrairement aux polluants gazeux, qui peuvent entrer en interaction avec la cuticule, mais aussi envahir la feuille ou l'aiguille par les pores stomatiques, les dépôts acides humides (gouttelettes) agissent principalement sur la surface cuticulaire. Ces dépôts peuvent causer le lessivage de substances solubles ou, quand l'acidité est très élevée, l'affaissement des cellules épidermiques. Dès lors, la mouillabilité de la surface cuticulaire est considérée comme un facteur important quant à la vulnérabilité du feuillage aux dépôts acides.

Au cours d'expériences d'exposition de végétaux à la pollution atmosphérique sur le terrain, on a constaté que celle-ci altère la structure de la cire épicuticulaire des conifères et, donc, qu'elle augmente la mouillabilité du feuillage (Cape, 1986; Percy et Riding, 1978). Le traitement d'aiguilles à des pluies acides simulées (PAS) en laboratoire a entraîné la création de structures amorphes dans les chambres épistomatiques (Percy, 1987; Rinallo et al., 1986) et l'érosion des cires superficielles (Baker et Hunt, 1986). Des expériences faites récemment indiquent que les pluies et les brouillards acides appliqués sur des aiguilles de Pins rouges et de Pins de Sitka en croissance altèrent la structure de la cire épicuticulaire en agissant directement sur la biosynthèse de la cire plutôt que par une érosion ou une altération physiologique (Percy et Baker, 1988; Percy et al., 1990). On ne connaît pas encore bien les répercussions de ces changements structuraux sur le fonctionnement des arbres. On a émis l'hypothèse que ces changements rendent les arbres moins résistants aux invasions d'organismes pathogènes ou au lessivage de

substances à partir du feuillage; toutefois, il n'existe pas suffisamment de données pour confirmer cette hypothèse.

Effets sur les cellules stomatiques et sur la photosynthèse

On pourrait croire que l'effet des dépôts acides humides sur le fonctionnement des cellules stomatiques a fait l'objet de nombreuses recherches. Pourtant, l'examen de la documentation scientifique montre que la question ne semble pas avoir soulevé beaucoup d'intérêt. Reich et al. (1986) ont étudié la photosynthèse chez des Érables à sucre et des Chênes rouges traités à des PAS ayant un pH de 3,0. Or, ils n'ont pas observé que les pluies les plus acides (pH de 3,0) réduisaient de beaucoup la photosynthèse nette. Bien qu'ils n'aient pas étudié la réponse stomatique comme telle, on pourrait conclure à la lumière de leurs données que cette réponse, à tout le moins, n'était pas influencée au point d'avoir une incidence quelconque sur la photosynthèse. Neufeld et al. (1985) ont étudié les effets de PAS sur la conductance stomatique et la photosynthèse nette chez Liquidambar et Robinia. Les traitements produisaient des effets importants sur les arbres seulement quand ceux-ci étaient exposés à des PAS ayant un pH de 2,0.

Effets sur la reproduction et la croissance

Contrairement à ce qui se produit pour plusieurs autres caractères des végétaux considérés, les dépôts humides ambiants sont souvent assez acides pour inhiber la germination du pollen chez la plupart des plantes forestières étudiées (Cox, 1983). Les pollens des essences feuillues sont généralement plus sensibles à cet égard : la germination de leurs graines diminue de 50 % quand le pH est de 4,2 à 3,6, ce qui correspond à la plage d'acidité des pluies dans certaines régions. Chez les conifères, ce seuil n'est atteint que quand le pH est de 3,6 à 2,8, soit celui des pluies les plus acides observées. Ces bas niveaux de pH constituent des valeurs courantes ou moyennes pour ce qui est de l'eau des brouillards et des nuages interceptée par la végétation dans certaines régions (Schemenauer, 1986; Kimball et al., 1988; Cox et al., 1989). La faible variabilité de la réaction des pollens chez les bouleaux semble traduire l'importance du pH dans les interactions pollen-stigmates chez les essences du genre. La modification des surfaces des stigmates sous l'effet de gaz polluants ou de dépôts acides humides perturbera la pollinisation et, à terme, la formation de semences (Cox, 1988; Venne et al., 1989).

On a étudié les effets des précipitations acides sur la croissance de plusieurs essences d'arbres. En Norvège, Abrahamsen et al. (1975) ont exposé des Pins tordus, des Pins sylvestres et des Épinettes de Norvège à des PAS ayant un pH de 3,0 ou de 2,0. Les traitements n'ont pas entraîné une réduction de la croissance aux points de vue de la hauteur des arbres ou du diamètre des troncs sur quatre ans (Tviete et Abrahamsen, 1980). De même, des études comportant le traitement de Chênes rouges et d'Érables

à sucre pendant une saison de croissance n'ont pas permis d'établir un rapport entre plusieurs variables liées à la croissance (accroissement de la hauteur, diamètre du tronc, poids sec total) et l'acidité des pluies, jusqu'à un pH de 3,0 (Reich et al., 1986). En revanche, on a observé une réduction de la croissance chez le Tulipier d'Amérique (Dochinger et Jensen, 1985) soumis à des PAS aux points de vue de la hauteur des arbres, du poids sec du feuillage et de la surface foliaire. Toutefois, cette réduction s'est produite seulement quand les PAS avaient un pH de 2,5. Reich (1987) a étudié l'effet de PAS à différents pH, jusqu'à 3,0, sur la croissance du Pin blanc. Il n'a pas observé de réduction de la croissance liée à l'augmentation de l'acidité des pluies; en fait, il a même constaté que des hausses de l'acidité jusqu'à un pH de 3,0 stimulaient la croissance des aiguilles et des tiges (respectivement de 47 et de 35 %) sur les trois sols considérés. De même, Neufeld et al. (1985), au terme d'une étude des effets de PAS sur quatre essences de feuillus, n'ont pas observé d'effet important de l'acidité à divers niveaux (jusqu'à un pH de 3,0) sur les racines, les troncs, les feuilles ou la biomasse totale. Considérées globalement, les données semblent indiquer que l'acidité n'a de répercussion directe sur la croissance que lorsqu'elle est inférieure à un niveau critique, qui pourrait correspondre à un pH de 3,0. Au-dessus de ce seuil, l'effet de fertilisation résultant d'ajouts de N, en particulier, et de S lors du traitement aux pluies acides, semble masquer l'effet de l'ajout d'ions d'hydrogène, du moins sur une courte période.

Effets sur les réserves de substances nutritives

Les premières études des effets des précipitations sur le lessivage des cations contenus dans le feuillage (Tukey et Mecklenburg, 1969; Tukey, 1970) portaient à croire que les pertes de cations étaient considérables. Le développement logique du raisonnement amène à affirmer que, plus les précipitations sont acides, plus la perte de cations est rapide. Bien qu'il soit généralement vrai que cette perte est directement proportionnelle au niveau d'acidité (Wood et Bormann, 1975), l'ampleur du phénomène peut être fonction de l'essence en cause ainsi que de son régime nutritionnel et des conditions du milieu ambiant. En outre, tous les cations ne sont pas soumis au même degré de lessivage. On a observé une augmentation des pertes de calcium et de magnésium par suite d'un accroissement jusqu'à un pH de 3,0 de l'acidité des précipitations touchant des espèces du genre Nicotinia (Fairfax et Lepp, 1975) et l'Érable à sucre (Wood et Bormann, 1974; Hogan et Foster, 1989). Si le niveau d'acidité était plus proche du niveau ambiant, soit à un pH de 4,5 par exemple, les pertes seraient beaucoup moindres. Ces études montrent clairement que le potassium, élément qui revêt une importance considérable à l'égard du dépérissement des arbres, n'était pas autant soumis au lessivage que le calcium quand le pH était proche du niveau d'acidité ambiant. On peut donc conclure, pour le moment, que le lessivage de cations à partir du feuillage ne peut être significatif que lorsque les réserves de ces cations contenues dans le sol sont proches des concentrations limites.

Résumé

Dans la plupart des études, on a considéré les dépôts acides simulés comme un polluant unique quant à ses effets sur des indicateurs morphologiques ou physiologiques isolés. À quelques exceptions près, ces indicateurs ne subissent pas d'effets négatifs jusqu'à ce que le niveau d'acidité atteigne un pH proche de 3,0. Chez la plupart des essences étudiées, le seuil au-delà duquel apparaissent des signes visibles de lésions foliaires est proche de cette valeur ou lui est supérieur. Jacobson (1984) a constaté l'absence apparente de lésions quand l'acidité est proche du niveau ambiant courant. Selon ses résultats, il n'y avait qu'un chevauchement minime entre le pH de pluies ambiantes à Ithaca, dans l'État de New York, et le pH auquel le feuillage de la végétation a subi des dommages, ce qui porte à croire que le risque d'endommagement direct de la végétation par les pluies est faible. Toutefois, on ne possède pas encore suffisamment d'information pour évaluer la possibilité d'une interaction entre les dépôts acides humides et les gaz polluants ou les stress biotiques au niveau du feuillage.

5.4.1.1.2 Gaz polluants

Plusieurs gaz phytotoxiques, tels O_3, SO_2, NO_x et le nitrate de peroxyacétyle (PAN), voire le H_2O_2 et les composés organiques volatils (COV), sont des précurseurs des dépôts acides humides ou leur sont associés. Même si l'on a observé, dans des conditions contrôlées, que chacun de ces gaz produit des effets négatifs graves (symptomatiques) sur la végétation forestière à des concentrations élevées, les effets dans des conditions naturelles font encore l'objet de débats. Ces derniers sont dus en grande partie à la confusion qui règne parmi les spécialistes quant à l'interprétation de notions comme celles du "stress" et des "dommages". C'est ainsi que Keller (1977) a créé la notion de "lésion latente" causée par des polluants. La lésion latente résulte habituellement de l'action de doses sublétales de polluants qui, même si elles portent atteinte à certaines fonctions cellulaires ou produisent des déséquilibres chimiques à l'intérieur d'une feuille ou d'une aiguille, ne se traduisent pas par des lésions visibles ou par la décoloration du feuillage. Il s'agit d'une notion importante, car les lésions en cause sont liées à la qualité de l'air ambiant dans les régions forestières et elles peuvent influer considérablement sur la vulnérabilité du feuillage à d'autres stress biotiques ou abiotiques.

Importance relative des gaz polluants

D'après McLaughlin (1985), les effets directs des polluants, principalement du O_3, sur la végétation aux États-Unis se manifesteraient vraisemblablement sur de vastes étendues. Par contre, les effets du SO_2 se produiraient dans les zones industrielles proches des sources ponctuelles. Toutefois, on sait peu de choses sur les effets, aux concentrations ambiantes, d'autres gaz polluants secondaires comme les COV, le H_2O_2 et le PAN.

En Amérique du Nord, les mesures des concentrations moyennes annuelles ont révélé que le O_3 se manifeste à des concentrations d'un ordre de grandeur plus élevées que celles du SO_2 et du NO_x, donc qu'il a des effets phytotoxiques (NAPAP, 1988). C'est pour cette raison, et aussi parce que ses concentrations dans la troposphère augmentent constamment (elles ont doublé au-dessus de l'Europe depuis 1956) (McLaughlin, 1985), que le O_3 suscite beaucoup d'inquiétude à l'échelle mondiale (Krupa et Manning, 1988).

Effets physiologiques de l'ozone

Il existe beaucoup d'information sur les graves lésions causées par l'ozone et de nombreuses études montrent que ce gaz peut réduire la croissance des arbres. On a mené des expériences au Canada pour déterminer les effets de l'ozone à des concentrations proches des niveaux ambiants; toutefois, ce n'est que ces dernières années qu'on a commencé à s'intéresser à celles-ci. Comme les autres gaz polluants, le O_3 pénètre dans la plante surtout par les stomates. Une fois à l'intérieur des feuilles, il peut agir librement sur de nombreux systèmes, mais son effet principal semble être la réduction de la photosynthèse. Reich et al. (1986) ont mesuré des réductions de la photosynthèse nette chez plusieurs essences d'arbres en présence de concentrations d'O_3 égales ou presque égales aux concentrations naturelles. Il leur est apparu que ces réductions étaient directement proportionnelles aux concentrations et à la dose d'O_3. Or, le feuillage n'a jamais présenté les symptômes "classiques" de lésions dues à l'action de l'ozone.

En règle générale, les facteurs qui influent sur la conductance stomatique, tels l'humidité relative, la quantité d'eau disponible et les stades de développement des feuilles, agissent aussi sur la réaction des plantes à la pollution. Reich (1987) a élaboré un modèle fondé sur la prémisse que les plantes caractérisées par une conductance stomatique élevée, par exemple les espèces agricoles, seraient plus sensibles aux polluants que les arbres. Bien que la réaction des plantes puisse varier d'une espèce à une autre, Reich (1987) a montré que la réduction de la photosynthèse nette a tendance à être directement proportionnelle à la dose d'O_3 absorbée (c.-à-d. la dose effective).

Toutefois, en général, l'exposition à des doses chroniques de polluants atmosphériques n'entraîne pas de réductions proportionnelles de la croissance végétale (Mooney et Winner, 1988). Même s'il semble exister un lien évident entre la réduction de la photosynthèse, d'une part, et l'accumulation de matières sèches et la diminution des gains de carbone, d'autre part, il faut tenir compte d'autres phénomènes physiologiques, comme la translocation et la séparation des glucides et la respiration, pour déterminer avec précision les effets des polluants sur la croissance végétale (Mooney et Winner, 1988). On a montré que le métabolisme et la translocation du carbone sont influencés par l'ozone et H_2O_2 (Koziol et al., 1988). Ainsi donc, les polluants atmosphériques pourraient faire varier la répartition des éléments à l'intérieur des plantes. Même si le nombre d'études est faible, il semble que, généralement, l'ozone réduit le transport du carbone vers les racines (Mooney et Winner, 1988; Lechowicz, 1987b).

En outre, on a déjà émis des hypothèses concernant les effets directs de l'ozone sur la perméabilité de la cuticule (Prinz et al., 1984). Il a été avancé que ce gaz, en accroissant la perméabilité de la cuticule, pourrait stimuler le lessivage des minéraux à partir des feuilles. Toutefois, Garrec et Kerfourn (1989) ont montré que l'ozone n'agit pas directement sur la perméabilité de la cuticule; selon eux, celui-ci pourrait modifier l'effet du métabolisme des plantes sur la formation de la cuticule.

Des chercheurs ont observé une diminution de la taille de cônes, du poids et de la qualité des semences, ainsi que de la viabilité du pollen, à proximité de zones industrielles et urbaines tant au Canada qu'en Europe (Houston et Dochinger, 1977). D'autres ont observé des variations naturelles de la sensibilité du pollen à l'acidité et aux gaz polluants (SO_2 et O_3) d'un arbre à un autre (Cox, 1989; Venne et al., 1989). Étant donné qu'il existe un grand chevauchement génétique (60 %) entre les gamétophytes et les sporophytes dans les plantes, la sélection chez les sporophytes (pollen) pourrait être une adaptation à la pollution si les milieux ambiants des gamétophytes et des sporophytes sont en corrélation. Toutefois, si cette corrélation n'existe pas, la condition des génotypes pourrait en souffrir. De plus, la variation de la réaction du pollen pourrait modifier la sélection (état de santé des mâles) dans les peuplements d'arbres forestiers et, donc, perturber la composition génétique. Ce phénomène, ajouté à la sélection directe de génotypes tolérant la pollution dans les peuplements d'arbres et au risque de pertes de plasma germinatif, pourrait avoir des répercussions plus importantes que les pertes économiques à court terme (Karnosky et al., 1989).

Résumé et portée des phénomènes

La plupart des recherches effectuées jusqu'à présent ont porté sur de jeunes plants exposés à des polluants dans des conditions modifiées (p. ex. dans des chambres de croissance ouvertes). Par conséquent, même si les résultats indiquent que l'exposition chronique à l'ozone pourrait causer des dommages non observables aux arbres, il faut user de prudence si l'on veut appliquer ceux-ci à des arbres arrivés à maturité. Sans compter que les interactions possibles entre différents polluants ou stress naturels rendent l'évaluation encore plus complexe.

Il importe avant tout, sur le plan environnemental, de mieux connaître la réaction à la pollution atmosphérique d'arbres rendus à maturité, notamment d'admettre la possibilité que le dépérissement qui sévit actuellement soit dû, d'une certaine manière, à la pollution atmosphérique. Il est néanmoins évident qu'il faut poursuivre les recherches sur les effets des polluants atmosphériques à des concentrations voisines des niveaux naturels combinés à d'autres stress. Les incidences indirectes de ces stress combinés sur les mécanismes de défense des arbres contre d'autres stress biotiques ou abiotiques sont un important domaine de recherche qui prend de plus en plus d'ampleur. Bien qu'on se soit beaucoup plus intéressé à l'effet combiné de stress sur les cultures, des chercheurs ont fait des progrès récemment dans l'étude des effets combinés des polluants et des

insectes sur les arbres, comme le montrent les résumés produits par McNeill et Whittaker (1989) et par Hain (1987).

Koziol et al. (1988) ont proposé l'exécution de travaux intégrés fondés sur des approches moins nombreuses, mais plus globales. Il est à espérer qu'une démarche d'analyse plus globale puisse permettre de recueillir de précieux renseignements et de mieux connaître l'adaptation des végétaux aux stress anthropiques et leur récupération ultérieure (Koziol et al., 1988).

5.4.1.2 EFFETS INDIRECTS POTENTIELS

Les cinq questions suivantes seront traitées en détail :

- Acidification des sols et lessivage des cations
- Toxicité de l'aluminium
- Effets négatifs de l'exposition à l'aluminium sur l'assimilation de calcium et de magnésium
- Dépôts excessifs d'azote et déséquilibres du bilan d'éléments nutritifs
- Liens entre les écosystèmes terrestres et les écosystèmes aquatiques.

5.4.1.2.1 Acidification des sols et lessivage des cations

Dans les quelques zones forestières où l'on a déterminé les variations du pH du sol dans le temps, on observe une baisse du pH du sol depuis plusieurs décennies. Il existe aussi des endroits où le pH du sol est demeuré stable (Nowack et al., sous presse). Ces changements ont été observés tant à des endroits non pollués qu'en des lieux touchés par les dépôts acides (Johnson et Taylor, sous presse). L'assimilation de cations basiques par les plantes a aussi un rôle à jouer dans les changements de l'acidité des sols. La réduction de la phytomasse (du bois, des aiguilles et, en particulier, des matériaux prélevés au sol pour confectionner des litières aux animaux) dans les écosystèmes forestiers, pratique courante pendant longtemps dans beaucoup de régions d'Europe centrale, a également joué un grand rôle dans la réduction de l'approvisionnement des sols en bases échangeables ainsi que dans l'acidification des sols (Ulrich, 1987).

Des analyses de bilans d'éléments nutritifs semblent indiquer que les puissants acides minéraux atmosphériques contribuent à l'accélération du lessivage de cations basiques à partir des sols en certains endroits au Canada (Foster, 1985). Même si les dépôts acides sont beaucoup plus importants dans les forêts boréales des zones montagneuses de l'est des États-Unis à cause de l'acidité des nuages et des brouillards, les niveaux d'acidité et de bases échangeables des sols des terrains élevés sont généralement similaires à ceux de sols comparables dans des forêts de régions peu élevées et dans des forêts boréales où les dépôts acides sont faibles (voir le **tableau 5.4.1**).

Les sols des terrains élevés peuvent avoir atteint le stade où les pertes de cations basiques sont très faibles parce qu'il est très difficile de déplacer ces cations à partir de lieux d'échange qui sont intrinsèquement pauvres en bases. Il se peut aussi que l'altération des minéraux dans ces sols jeunes et relativement glaciaires puisse être suffisante pour le remplacement des bases retirées du sol, mais cela n'est pas confirmé. Il est capital d'estimer avec plus de précision la vitesse d'altération des minéraux primaires dans la zone des racines des arbres pour pouvoir évaluer les conséquences du lessivage des cations à partir des sols.

La base de données constituée à partir des relevés effectués dans le bassin des lacs Turkey, en Ontario, correspond à une des périodes de mesure les plus longues au Canada en ce qui touche les dépôts de polluants atmosphériques et les flux d'éléments dans un écosystème terrestre. Dans ce bassin, on surveille depuis dix ans (depuis 1980) les dépôts et les flux de sulfates dans la forêt de feuillus et leur mouvement vers l'extérieur du bassin par les cours d'eau forestiers. Les solutions recueillies à différentes profondeurs dans le sol ont permis d'observer que les dépôts de SO_2 au-dessous du couvert forestier, mesurés à 34 kg/ha/a chaque année de 1982 à 1984, sont passés à 24 kg/ha/a en 1985. Il est donc probable qu'on puisse réduire le lessivage de SO_2 à partir de sols podzoliques semblables à ceux du bassin des lacs Turkey en réduisant les dépôts de SO_2 dans les bassins hydrographiques forestiers par la mise en application de mesures de réglementation des émissions.

5.4.1.2.2 Toxicité de l'aluminium

Les concentrations d'aluminium en solution dans le sol sont déterminées par les quantités d'acides et d'anions acides qui y entrent et par le pouvoir tampon du sol. Dans les sols fortement acides, elles sont basses, car les matières organiques font obstacle à leur accroissement. Ce méta! ne peut se progager que dans les horizons minéraux en présence d'anions acides minéraux (Johnson et Taylor, sous presse). En Europe, on estime qu'un lessivage excessif d'anions acides minéraux explique l'acidification des sols et la mobilisation d'Al^{3+}, qui peut faire baisser l'assimilation de calcium et de magnésium par les plantes (Huttermann et Ulrich, 1984). Le niveau d'acidité des sols ou simplement l'augmentation de la force ionique des solutions par les dépôts de nitrates et de sulfates peuvent influer sur l'accroissement des concentrations d'aluminium en solution dans le sol par rapport à celle des cations bivalents.

Les concentrations les plus élevées d'aluminium soluble en solution dans le sol se trouvent dans les sols caractérisés par une saturation en bases inférieure à 10 à 15 %, par un pH inférieur à 4,9 et par la présence de solutions du sol dont les concentrations en sulfates dépassent 80 μmol L^{-1} (Cronan, sous presse). Reuss (1983) a montré que des changements minimes de la saturation en bases peuvent produire d'importantes augmentations des concentrations d'Al^{3+} dans des solutions du sol pour des sols où la

Tableau 5.4.1

Propriétés du sol[1] - Forêts coniférienne de l'est de l'Amérique du Nord[2]

Position Lat. (N)	Long. (W)	Élévation	Végétation	pH (H,O)	C	C/N	CEC[3]	Cations échangeables (cmolc kg-1) K	Ca	Mg	Na	Saturation en bases	SO4 2- en solution
		m			g kg-1		cmolc kg-1					%	µ mol L-1
			Dépôts faibles										
50°02'	92°32'	370	Pin de Banks	4.9	30	35	7	0.36	0.71	0.17	-	18	-
48°21'	89°29'	460	Pin blanc	5.4	14	23	(3)	0.24	1.91	0.28	-	(88)	85
48°31'	89°29'	460	Sapin baumier	5.6	28	33	(5)	0.31	3.40	0.82	-	(93)	70
49°30'	87°50'	400	Épinette noire	3.9	125	28	27	0.20	0.37	0.41	0.04	4	-
			Dépôts moyens										
45°07'	78°50'	-	Pin blanc-(pr)[4]	4.5	60	27	(3)	0.17	0.79	0.13	-	(40)	120
47°19'	71°09'	640	Sapin baumier	4.4	60	17	33 (15)	0.17	0.72	0.24	-	3	-
43°59'	74°14	530	Épinettes-sapin	3.6	140	-	37	0.08	0.41	0.22	0.02	2	120
			Dépôts élevés										
440°	74°	1000-1500	Épinettes-sapin	4.1	85	26	(10)	0.10	0.40	0.10	0.20	(6)	170
35°45'	82°15'	1700	Épinettes-sapin	4.3	200	26	36	0.29	0.70	0.38	0.28	2	65

[1] Valeurs moyennes mesurées depuis les horizons de surface jusqu'à 30 cm de profondeur (couches organiques comprises, le cas échéant)
[2] D'après Anonyme, 1987; Foster et Morrison, 1987; Friedland (comm. pers.); Joslin et al., 1987, 1989; Lazerte (comm. pers); Lozano et al., 1987; Mollitor et Raynal, 1982; Morrison et al., 1976; Robitaille et Boutin (comm. pers.)
[3] CEC par NH4OAc ou par des sels de chlorure non tamponnés (entre parenthèses) (saturation en bases effective)
[4] Pin blanc-pruches

Tableau 5.4.2

Propriétés du sol[1] - Forêts mixtes et forêts de feuillus de l'est de l'Amériques du Nord[2]

Position Lat. (N)	Long. (W)	Élévation	Végétation	pH (H,O)	C	C/N	CEC[3]	Cations échangeables (cmolc kg-1) K	Ca	Mg	Na	Saturation en bases	SO4 2- en solution
		m			g kg-1		cmolc kg-1					%	µ mol L-1
			Dépôts moyens										
47°03'	84°24'	350	Érable à sucre	4.5	45	16	15 (7)	0.12	1.20	0.25	0.22	12 (23)	55
46°	74°	380	Feuillus tol[3]	5.1	71	-	(4)	0.12	1.66	0.20	0.05	(53)	60-70
45°25'	79°10'	-	Feuillus tol[3]	4.4	48	19	(4)	0.18	2.40	0.43	-	(78)	80
44°22'	65°12'	130	Forêts mixtes	4.4	30	27	9	0.16	0.21	0.17	0.10	7	-
43°59'	74°14'	530	Feuillus tol'	4.1	95	-	25	0.13	1.14	0.19	0.10	6 (25)	105
44°	74°	700	Feuillus tol[3]	3.9	-	-	11	0.06	0.66	0.10	0.01	7	105

[1] D'après Cronan, 1985; Foster et al., 1986; Hendershot (comm. pers.) ; Lazerte (comm. pers.) ; Lozano et al., 1987; Raynal, 1982; Percy (sous presse).
[3] Feuillus tolérants

saturation en bases est de 10 à 20 %. Certains sols couverts de conifères du Bouclier canadien semblent en danger, car le pH et la saturation en bases qui les distinguent sont proches des seuils critiques (voir le **tableau 5.4.1**). Il est plus probable que les bases contenues dans les sols des forêts de feuillus subissent un lessivage si ces sols sont exposés à des dépôts acides, car les niveaux de saturation en bases qui les caractérisent dépassent les seuils critiques (voir le **tableau 5.4.2**).

Dans les sols fortement acides qui sont comparés ici, la capacité d'échange cationique (CEC) est mesurée dans une solution tamponnée à un pH de 7,0. La capacité d'échange des matières organiques est assujettie au pH; or, ces matières contribuent pour une large part à la CEC dans nombre de ces sols forestiers pauvres en argile. Les valeurs de la CEC égales ou presque égales au pH ne correspondent qu'à 1/4 à 1/2 de celles mesurées par suite de l'utilisation de la solution à base de sels neutres tamponnée (NH_4OAc) (voir les **tableaux 5.4.1** et **5.4.2**; voir aussi Kalisz et Stone, 1980). Ainsi donc, la saturation en bases effective de ces sols serait deux à quatre fois plus élevée que celle des autres (voir les valeurs entre parenthèses dans les tableaux ci-dessus). Les projections des niveaux de saturation en bases effective dans ces sols laisse encore supposer que le territoire canadien se compose de sols forestiers pauvres en éléments nutritifs dans lesquels il se produit une perte accélérée de bases ou une mobilisation de l'aluminium, ce qui est inquiétant.

Après avoir mené des expériences avec de jeunes plants, Cronan (sous presse) a signalé que les racines de l'Épinette rouge et de l'Érable à sucre étaient moyennement sensibles à l'aluminium (à des concentrations allant de moins de 200 jusqu'à 800 μmol L^{-1}. Le Hêtre à grandes feuilles était insensible à cet égard et la sensibilité des racines du Chêne rouge variait selon le groupe de jeunes plants examiné. Cronan a considéré différentes espèces et prélevé des échantillons de solutions du sol par lysimètre à certains endroits en Amérique du Nord et en Europe pour mesurer les concentrations d'Al. Il a constaté que c'est dans les spodosols des régions septentrionales et les sols bruns acides de la République fédérale d'Allemagne que ces concentrations étaient le plus élevées (respectivement de 15 à 70 et de 80 à 240 μmol L^{-1}). En outre, Cronan aborde les insuffisances considérables qui se manifestent quand on tente d'établir des seuils de toxicité de l'Al dans les milieux naturels. Une de ces insuffisances, et non la moindre, est due au fait que les lysimètres permettent d'échantillonner seulement l'eau de drainage libre (dans laquelle la pression est inférieure à 10 kPa) alors qu'on peut mesurer de plus fortes concentrations d'ions dans l'eau accessible aux plantes (où la pression est de 10 à 5 000 kPa). Sans compter que les concentrations maximales de sulfates, l'acidité et les quantités d'Al dans les solutions dépassent probablement les valeurs moyennes pour la saison de croissance (de juin à octobre) montrées au **tableau 5.4.2**.

Bien que les problèmes pédologiques liés à l'accroissement des concentrations d'Al n'aient pas été décelés dans toutes les régions où sévit le dépérissement des forêts au Canada, on a déduit qu'ils causent le dépérissement en terrain élevé dans le nord-est des États-Unis (Shortle et Smith, 1988) et on leur a attribué le déclin des forêts dans certaines

régions d'Europe. Les résultats d'analyses chimiques de sol et de racines d'Érable à sucre de la région de Muskoka, en Ontario, (McLaughlin et al., 1989) semblent aussi indiquer l'existence du même lien.

5.4.1.2.3 Effets négatifs de l'exposition à l'aluminium sur l'assimilation de calcium et de magnésium

On a émis l'hypothèse selon laquelle le lessivage de cations basiques entraîne, à long terme, l'appauvrissement des sols en éléments nutritifs (Abrahamsen, 1984), qui pourrait à son tour créer des déficits en éléments nutritifs dans la végétation forestière. Le phénomène pourrait produire ces déficits là où le sol est pauvre en éléments nutritifs (Joslin et al., 1989). Ainsi, en terrain élevé dans le sud de l'Allemagne, on a décelé des pertes de magnésium dans le feuillage d'Épinettes de Norvège poussant dans des sols acides (Zottl et Huttl, 1986). Or, la fertilisation a permis de prévenir ces pertes. Bernier et al. (sous presse) ont décelé des symptômes de stress pour ce qui est de K, P et Mg dans des érablières en déclin du sud-est du Québec; ils estiment que la carence en éléments nutritifs pourrait contribuer aux dommages subis par les arbres dans certaines zones. Comme il existe des indications selon lesquelles on ne peut prévoir des baisses de la teneur en éléments nutritifs des feuilles d'Érable à sucre seulement en fonction des propriétés du sol (Hendershot, 1989), d'autres facteurs doivent jouer un rôle. Il se pourrait notamment que la présence de grandes concentrations d'Al dans des solutions du sol, résultant de dépôts acides humides, empêche l'arbre d'absorber et d'utiliser des cations basiques.

Des expériences, dont Cronan a résumé les résultats (sous presse), révèlent qu'en règle générale, l'exposition à l'Al produit généralement des résultats sur le bilan d'éléments nutritifs quand les concentrations de ce métal dans des solutions du sol sont moindres (de 100 à 300 μmol L^{-1}) que celles causant des baisses de croissance. Dans le sud des Appalaches, le sol des forêts à épinette et à sapin en terrain élevé est acide (la saturation des bases effective est de 5 à 10 %) et les concentrations d'Al dans les solutions du sol sont proches des seuils auxquels il y a inhibition de l'assimilation de Ca, de Mg et de P par l'Épinette rouge (Joslin et al., 1987). Il n'y a pas de consensus sur la valeur de cette théorie expliquant le dépérissement des peuplements d'épinettes en terrain élevé. Selon Shortle et Smith (1988), Bondietti et al. (1989) et McLaughlin et al. (sous presse), il existerait des rapports circonstanciels entre la croissance de l'Épinette rouge, l'évolution de la chimie des plantes et la pollution atmosphérique. Shortle et Smith (1988) considèrent l'absence de croissance cambiale et le bas rapport Ca-Al dans les radicelles d'épinettes de terrains montagneux du Vermont comme des signes de carences en Ca dues à l'action de l'aluminium. De même, les faibles rapports Ca-Al mesurés dans le feuillage d'épinettes et de sapins du sud des Appalaches, en terrain élevé, semblent indiquer que les arbres subissent un stress lié à une double carence (Robarge et al., 1989). Par ailleurs, selon Johnson et Siccama (1983), plus le terrain est élevé, plus la mortalité des épinettes et les rapports Ca-Al dans les radicelles augmentent et plus les concentrations d'Al dans le feuillage et les radicelles diminuent.

En règle générale, il n'existe pas d'indices probants de l'existence de relations entre les polluants et les carences en éléments nutritifs. De plus, il n'est pas certain qu'on puisse extrapoler à d'autres essences que l'épinette rouge l'hypothèse des effets de l'exposition à l'Al sur le bilan d'éléments nutritifs. Les relations établies entre les effets produits par l'intermédiaire des sols et l'altération des propriétés chimiques et physiologiques des arbres sont le fruit de déductions et une grande partie des processus qui pourraient causer des dommages est mal connue.

5.4.1.2.4 Dépôts excessifs d'azote et déséquilibres du bilan d'éléments nutritifs

Les dépôts d'azote en faible quantité (de 5 à 15 $kg/ha^{-1}/an^{-1}$) sont généralement considérés comme bénéfiques pour les forêts, mais ils peuvent être néfastes s'ils sont plus élevés. Sur une longue période, les dépôts excessifs d'azote peuvent déséquilibrer le bilan d'éléments nutritifs dans certaines forêts, notamment causer des carences en magnésium dans des sols qui en contiennent peu (Zottl et al., sous presse) et, partant, réduire la croissance de la végétation. L'excès d'azote inorganique dans le sol peut faire diminuer la biomasse de radicelles et entraîner une perte de symbiotes ectomycorhiziens, ce qui réduit l'absorption d'eau et de phosphore par les arbres (Aber et al., 1989). Dans le sud-est des Pays-Bas, les dépôts atmosphériques d'azote, qui totalisent de 10 à 100 kg/ha^{-1} chaque année, ont produit des quantités excessives d'ammonium dans le sol, au point que les Pins sylvestres sont sursaturés d'azote et manquent de Mg, de K et de P (Van Dijk et Roelofs, 1988).

L'emmagasinement et la rétention d'azote par les écosystèmes sont liés au rapport C-N dans le tapis forestier et le sol minéral. Les rapports élevés favorisent l'immobilisation microbienne. L'accumulation d'azote cesse quand les rapports C-N sont inférieurs à environ 20-1. Dans certains sols, si l'azote s'accumule en quantités supérieures à celles dont ont besoin les plantes et les microbes, celui-ci se nitrifie et il s'ensuit un lessivage de nitrates (Foster et al., sous presse). Selon l'hypothèse de Schulze (1989), quand la nitrification microbienne est limitée par l'acidité des sols et les apports atmosphériques très élevés d'azote, comme c'est le cas à certains endroits en Europe centrale, les arbres pourraient préférer l'ammonium aux nitrates, ce qui ferait obstacle à l'assimilation de Mg. Autrement dit, l'azote atmosphérique favorise la croissance et, donc, les besoins des arbres en cations d'éléments nutritifs, tels le Mg, le Ca et le K.

Nombre de forêts boréales et certaines forêts de la zone tempérée sont généralement considérées comme limitées en azote; il est donc probable qu'elles réagissent positivement à un apport supplémentaire d'azote atmosphérique. Les valeurs moyennes des rapports C-N dans la zone des racines indiquées aux tableaux 1 et 2 portent à penser que le sol retiendrait l'azote atmosphérique presque partout dans les peuplements de conifères et en certains endroits dans les forêts de feuillus. Il faudrait que s'accumulent des quantités considérables d'azote dans les sols avant que le rapport C-N ne se rétrécisse. Il est donc improbable que les dépôts d'azote au Canada aux taux actuels entraînent des déséquilibres du bilan d'éléments nutritifs dans la végétation

forestière dans un proche avenir. Toutefois, il faudrait évaluer les effets à longue échéance de ces dépôts en menant des expériences empiriques et en utilisant des modèles des cycles d'éléments nutritifs.

5.4.1.2.5 Liens entre les écosystèmes terrestres et les écosystèmes aquatiques

Les écosystèmes terrestres et les écosystèmes aquatiques sont liés par le cycle hydrologique. Le degré d'influence des eaux de drainage terrestres sur les cours d'eau et les lacs dépend de l'ampleur des précipitations incidentes sur les masses d'eau, des apports d'eau dus au ruissellement terrestre et des arrivées d'eau en provenance d'autres plans d'eau dans le réseau. Selon Jeffries et al. (1988b), de 9 à 13 % des précipitations atteignent direcement la surface des lacs dans le bassin hydrographique des lacs Turkey. De plus, comme on peut s'y attendre dans le cas d'un chapelet de lacs comme celui du bassin en question, les eaux de drainage du bassin terrestre entourant immédiatement les lacs constituent un apport plus important pour un lac de tête (58 %) que pour les autres lacs (de 20 à 28 %). L'apport en eau à partir du deuxième lac constitue alors la principale source d'approvisionnement des lacs inférieurs (de 64 à 73 %). Les processus qui se déroulent à l'intérieur des cours d'eau, tels la dénitrification de sédiments (Swank et Caskey, 1982) et la spiralisation du phosphore (Mulholland et al., 1985), peuvent aussi influer sur les propriétés chimiques des eaux de courant, alors que les processus agissant à l'intérieur des lacs peuvent modifier les apports des eaux de drainage avant que celles-ci n'atteignent les cours d'eau et les lacs du réseau.

Nicolson (1988) a insisté sur la nécessité d'user de prudence quand on veut définir ce que sont les bassins d'"amont" et déterminer leur échelle car, comme on le sait, chaque bassin peut avoir ses propres caractéristiques hydriques et chimiques, qui sont fonction des facteurs suivants : contribution des eaux souterraines, longueur et morphologie des canaux, type de végétation, profondeur du sol, propriétés géologiques de la roche en place et des tills surjacents, degré de développement du sol et position topographique.

Le cheminement de l'eau en surface et dans le sous-sol à l'intérieur des bassins de captage joue un rôle important, car il influe sur le moment des écoulements et la composition chimique de l'eau qui atteint les cours d'eau (Bricker, 1987). Pour connaître les caractères hydrologiques et chimiques de l'eau dans ces bassins, il faut déterminer quels parcours empruntent les eaux dans les réseaux. Le ruissellement de surface, qui n'est pas un facteur primordial, se produit rarement, sinon jamais, dans les bassins forestiers non perturbés (Hewlett, 1982). Pendant les périodes de fonte des neiges et de crue, ce sont les eaux souterraines qui sont la principale source d'alimentation des cours d'eau (Hewlett et Hibbert, 1963; Whipkey, 1969). Des analyses isotopiques et hydrochimiques ont révélé que, dans la plupart des cas, la majeure partie de l'eau qui s'écoule à la suite d'averses consiste en de l'eau qui a séjourné longtemps dans le sol ou dans le réseau souterrain (Kennedy et al., 1986; Pearce et al., 1986; Sklash et al., 1986).

Sur le Bouclier canadien, il se pourrait que de 40 à 90 % des écoulements de pointe consistent en de l'eau ayant traversé la zone des eaux souterraines non saturée (Bottomley et al., 1984).

Nicolson et al. (1987) ont étudié deux cours d'eau. L'un était plus sensible que l'autre aux dépôts acides parce que l'eau qu'il recevait, provenant de la zone non saturée et des réserves d'eaux souterraines peu profondes, était dominée par du Ca^{2+} et du SO^{2-}. L'autre cours d'eau recevait surtout de l'eau dominée par du Ca^{2+} et du HCO_3^- qui provenait de nappes phréatiques profondes.

Sur le plan chimique, environ 70 % du Ca^{2+} et 65 % du Mg^{2+}, du Na^+, du K^+, du SO_4^{2-}, du Cl^- et du NO_3^-, mais seulement 15 % du NH_4^+ et 25 % du H^+, entrant dans un lac d'"amont" sont d'origine terrestre (Jeffries et al., 1988). Généralement, ces pourcentages baissent jusqu'à 20 à 25 % (et celui du H^+ jusqu'à 1 à 2 %) dans les lacs d'aval du réseau, qui s'approvisionnent en eau surtout à partir des lacs d'amont.

On connaît mal les itinéraires des eaux dans les bassins de captage. Il s'impose de combiner des méthodes d'analyse physique, chimique et isotopique pour déterminer le trajet des écoulements, les temps de séjour, les surfaces de contact et les sources de solutés des eaux qui ruissellent à partir des bassins de captage terrestres. Ainsi, on pourra percer le mystère du transport des ions entre l'atmosphère et les eaux de surface par l'intermédiaire du ruissellement en milieu terrestre.

5.4.1.3 LE DÉPÉRISSEMENT DES FORÊTS AU CANADA

Au Canada, jadis et actuellement, ce sont surtout les forêts de feuillus qui ont subi et subissent un déclin, contrairement à ce qui se produit en Europe, en Scandinavie et dans le nord-est des États-Unis, où le fléau touche principalement les forêts de conifères. Ainsi, dans l'est du Canada, on a observé la mortalité et le dépérissement des essences suivantes : Bouleau jaune, Bouleau à papier, Érable à sucre, Frêne blanc, Frêne vert, chêne, Orme et Châtaigner d'Amérique. À l'exception de l'Orme et du Châtaigner d'Amérique, qui sont disparus de presque toute leur ancienne aire par suite de l'introduction d'organismes pathogènes spécifiques d'espèces, les cas de mortalité, périodique, ont grandement varié en gravité, en étendue et dans le temps.

Les intéressés s'entendent pour affirmer que le dépérissement actuel des forêts, en particulier celui des érablières, est plus prononcé et touche une plus vaste étendue que dans le passé et que l'exposition aux polluants atmosphériques entre en ligne de compte. Toutefois, cela n'est pas facile à confirmer. Premièrement, on n'a pas effectué de relevés quantitatifs uniformes de l'état des forêts à l'échelle régionale, de sorte qu'il n'existe pas de données accumulées qui permettraient des comparaisons entre la situation actuelle et la situation passée. Deuxièmement, le déclin des forêts en un endroit et à un moment donnés est presque certainement dû à plusieurs causes. Il peut s'exercer sur l'écosystème forestier des agressions naturelles et anthropiques de façon cumulative ou

synergique, agressions qui précipitent le dépérissement. Il est donc très difficile d'établir des relations directes de cause à effet.

5.4.1.3.1 Le dépérissement des érablières : Perspective historique

Le phénomène du dépérissement des peuplements d'érablières n'est ni récent ni limité à une région. On l'a signalé pour la première fois en 1913, en Pennsylvanie et au New Jersey (Hartley et Merriel, 1915). Au Canada, on a rapporté pour la première fois l'appauvrissement d'érablières en 1931-1932, en Beauce au Québec (Forêts Canada, 1962), mais plusieurs épisodes de dépérissement avaient été observés dans le nord-est des États-Unis auparavant, de 1913 à 1930. En Ontario, le mal a commencé son oeuvre en 1947-1948 (Nordin, 1954). En outre, on a constaté le phénomène dans les États riverains des Grands Lacs et en Ontario tout au long des années 1950 et 1960 (Skilling, 1959; Forêts Canada, 1960; Griffin, 1965). Encore en 1980, le RIMA a observé la propagation du fléau sur 25 000 kilomètres carrés dans le parc provincial Algonquin et sur 8 000 kilomètres carrés à Parry Sound, en Ontario, où plus de 25 % des peuplements ont péri (Forêts Canada, 1980).

Il semble que le nombre d'épisodes de dépérissement augmente. Ainsi, des 102 épisodes observés en Ontario, 85 l'ont été après 1975 (McIlveen et al., 1986). Il n'est cependant pas sûr qu'il s'agisse d'un véritable accroissement du mal ou d'une simple augmentation de la fréquence des épisodes. Actuellement, le dépérissement des érablières cause de l'inquiétude partout en Ontario et au Nouveau-Brunswick. Toutefois, depuis quelques années, le déclin qui a le plus d'ampleur et qui touche le plus grand territoire se produit sur un vaste territoire, principalement au sud de Québec.

5.4.1.3.2 Le point sur le dépérissement des érablières au Québec

Plus de 70 % du sirop d'érable produit dans le monde proviennent du Québec. Comme ils occupent une si large part du marché, les acériculteurs du Québec surveillent de près l'état de leurs érablières. Ceux-ci estiment que l'épisode d'appauvrissement des peuplements d'Érables à sucre qui frappe cette province a commencé en 1978. En 1981, ce dépérissement s'est grandement étendu. L'année suivante, on en a observé des symptômes sur presque 2 000 kilomètres carrés au Québec (Roy et al., 1985). À l'automne 1982, on a formé une équipe de recherche pluridisciplinaire, qu'on a chargée d'apprécier l'étendue du problème, d'en déterminer la ou les causes et d'élaborer des mesures de restauration.

En vue d'atteindre son premier objectif, l'équipe de recherche a exécuté plusieurs relevés. En 1982, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation a fait parvenir un questionnaire aux 7 000 acériculteurs du Québec. Selon l'information contenue dans les 2 000 questionnaires remplis, même si l'on observait des symptômes de déclin des érablières dans l'ensemble du Québec, le mal était concentré en Beauce ainsi que dans les régions de l'Amiante et des Bois-Francs. Un relevé effectué sur le terrain par Forêts

Canada en 1983 a confirmé cette évaluation de l'étendue géographique du dépérissement des érablières dans la province (Lachance, 1985).

Les études se sont poursuivies de 1985 à 1987. Pendant cette période, le ministère de l'Énergie et des Ressources a effectué un relevé aérien de tous les peuplements dans l'aire de l'Érable à sucre au Québec, sur 2 119 252 hectares, pour en déterminer la condition. Les résultats, présentés au **tableau 5.4.3**, ont révélé qu'environ la moitié des peuplements n'étaient que très peu attaqués (défoliation inférieure à 10 %). Environ 47 % de l'ensemble des peuplements étaient légèrement attaqués (étendue de la défoliation de 11 à 25 %) et le reste, soit 3 %, l'étaient gravement (étendue de la défoliation supérieure à 25 %) (Bordeleau, 1987).

Tableau 5.4.3
Condition des érablières dans huit régions couvertes lors des relevés aériens de 1985, 1986 et 1987.

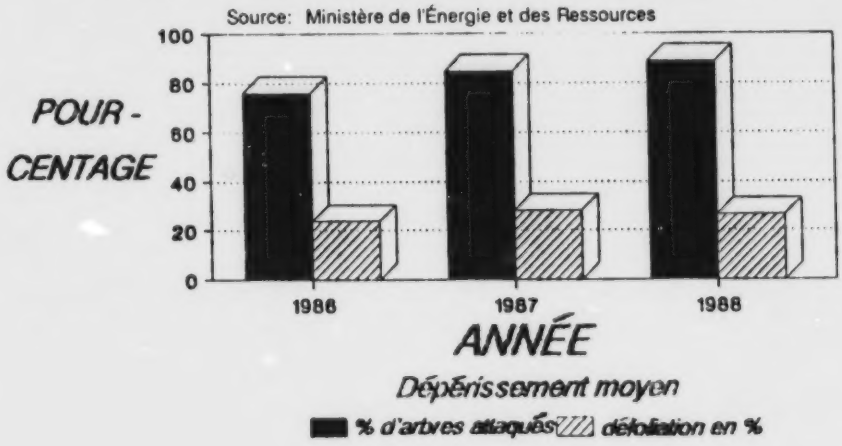
	Degré de dépérissement								
Région	Défoliation <10% peupl. sains - Faible dépér. ha	%	Défoliation 11% - 25% Faible dépér. ha	%	Défoliation 26% - 50% Dépér. modéré ha	%	Défoliation >50% Grave dépér. ha	%	Total ha
Bas Saint-Laurent, Gaspésie	90,136	80.6	17,580	15.7	3,367	3.0	744	0.7	111,827
Saguenay, Lac Saint-Jean	6,125	62.7	3,575	36.6	69	0.7	-	-	9,769
Québec	130,752	39.8	172,197	52.4	22,981	7.0	2,473	0.8	328,403
Trois-Rivières	49,890	34.3	88,893	61.2	5,823	4.0	745	0.5	145,351
Estrie	155,738	68.1	66,275	29.0	5,036	2.2	1,628	0.7	228,677
Montréal	272,603	41.7	370,112	56.6	10,713	1.6	841	0.1	654,269
Outaouais	322,939	55.4	254,209	43.6	5,495	0.9	131	0.1	582,774
Abitibi	30,306	52.1	27,538	47.3	338	0.6	-	-	58,182
Total	1,058,489	50.0	1,000,379	47.2	53,822	2.5	6,562	0.3	2,119,252

Source: Bordeleau, 1987

En vue d'atteindre leurs deux autres objectifs (déterminer la ou les causes du problème et élaborer des mesures de restauration), les chercheurs québécois ont créé un réseau de 256 parcelles d'étude. Ces parcelles étaient réparties selon les peuplements végétaux et les caractères écologiques connexes ainsi que l'importance et le type de production acéricole. Dans toutes les parcelles, la fréquence du dépérissement est passée de 76 à 88,8 % des arbres attaqués de 1986 à 1988. Toutefois, la gravité du mal a diminué très légèrement : pour chaque arbre des parcelles, le degré moyen de défoliation est passé de 28,1 % la pire année, soit en 1987, à 26,5 % l'année suivante (voir la **figure 5.4.1**). Dans la région des Appalaches, où le dépérissement était le plus intense et le plus étendu, l'examen de la situation dans 133 parcelles a révélé que les peuplements continuaient à décliner.

Fig. 5.4.1 *DÉPÉRISSEMENT DES ÉRABLIÈRES AU QUÉBEC*

256 parcelles d'étude sur tout le territiore



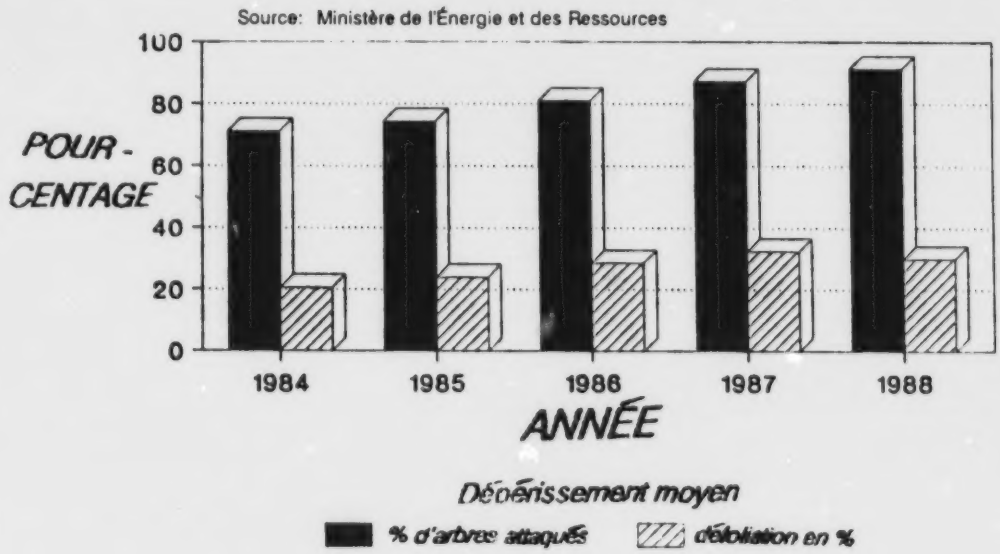
Dans cette région, la fréquence des arbres attaqués est passée de 71,2 à 91,3 % de 1984 à 1988. Pendant la même période, la gravité moyenne du dépérissement est passée de 20,7 à 32,5 % de 1984 à 1987 puis a baissé à 30,2 % en 1988 (voir la **figure 5.4.2**). C'est au sud de la capitale que le dépérissement des érablières se fait le plus sentir au Québec. La Livrée des forêts y a fait d'importants ravages en 1980 et en 1981. L'hiver de 1980-1981 s'est distingué par des périodes de froid intense, de très faibles chutes de

neige et, en février, par un dégel inhabituel qui a déclenché une forte montée de sève. De plus, au dégel a succédé un grand froid. Pendant la période de croissance en 1982 et en 1983, des sécheresses ont sévi. Dans cette région, et d'autres, où l'on a observé le dépérissement des érablières, celui-ci est le plus marqué là où le sol est mince, aux endroits extrêmement secs ou humides et dans les peuplements très clairsemés. Selon les chercheurs du Québec, ces stress, bien qu'ils soient indéniablement importants, ne jouent pas le rôle de premier plan dans le dépérissement actuel des érablières. Ceux-ci ont constaté que le problème existe ailleurs au Québec sans que ces facteurs entrent en ligne de compte.

La région située au sud de Québec, où le déclin des érablières est le plus intense et le plus étendu, est aussi la plus touchée par la pollution atmosphérique au Québec. Dans beaucoup de parcelles, le sol semble souffrir de carences en magnésium, en potassium,

Fig. 5.4.2 *DÉPÉRISSEMENT DES ÉRABLIÈRES AU QUÉBEC*

Région des Appalaches (133 parcelles)



voire en phosphore (Bernier et Brazeau, 1988a, 1988b). Par conséquent, on soupçonne fortement que la pollution atmosphérique soit la cause du dépérissement des érablières dans cette région.

5.4.1.3.3 Le point sur le dépérissement des érablières en Ontario

On a étudié de trois façons le dépérissement des érablières en Ontario. Premièrement, en 1984, on a recueilli dans tous les districts du ministère des Richesses naturelles de l'information sur l'étendue et la gravité du mal. Deuxièmement, en 1985, on a envoyé un questionnaire à tous les membres de l'Ontario Maple Syrup Producers Association (OMSPA) (Association des acériculteurs de l'Ontario). Troisièmement, en 1986, à partir des résultats obtenus au terme des deux premières phases de l'étude, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a exécuté un programme de relevés du dépérissement des érablières sur tout le territoire. On a répété les relevés en 1986 et en 1989 afin d'évaluer le dépérissement sur les plans spatial et temporel. En outre, de 1984 à 1989, on a effectué des études étiologiques du déclin des érablières à onze endroits.

Selon les recherches du ministère des Richesses naturelles, l'appauvrissement des érablières a commencé à la fin des années 1970. Dans la plupart des cas, cependant, il était circonscrit dans quelques zones isolées. C'est surtout dans les zones où les arbres avaient été récemment défoliés par des insectes et dans les boisés mal gérés qu'on a observé le mal; toutefois, dans de nombreux cas, on n'a pu attribuer le problème à des causes spécifiques.

D'après un tiers des membres de l'OMSPA qui ont rempli le questionnaire, en 1985, les feuillus subissaient un déclin dans les peuplements dont ils étaient propriétaires. Parmi ce tiers des membres, 72 % estimaient que la situation empirait et 89 % affirmaient qu'ils n'avaient jamais observé un phénomène similaire dans leur boisé. L'année le plus souvent indiquée dans les réponses comme le début de la période de déclin était 1982 (20 %) et 1980 (17 %) (McLaughlin et Butler, 1987).

Selon l'enquête de l'OMSPA, c'est dans les régions voisines de la baie Georgienne, du parc Algonquin et de la vallée de l'Outaouais ainsi que dans les comtés du sud-ouest de l'Ontario que l'appauvrissement des érablières était le plus marqué. Les résultats concordent en général avec les données obtenues par les bureaux du ministère des Richesses naturelles.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a effectué des relevés du dépérissement des forêts de feuillus sur l'ensemble du territoire en 1985 et 1986 et les a répétés en 1987 et en 1989. Il a établi 110 parcelles d'observation forestières permanentes dans l'aire de l'Érable à sucre en Ontario. Chaque parcelle contenait 100 arbres d'un diamètre supérieur à 10 centimètres; on a donc examiné 11 000 arbres au total. Les parcelles ne se trouvaient pas dans des érablières exploitées pour la production acéricole.

On a déterminé le degré de dépérissement des arbres à l'aide d'une méthode d'observation de l'état des cimes élaborée spécialement pour l'étude (McLaughlin et al., 1988). Cette méthode est fondée sur la détermination d'une valeur numérique de la défoliation des branches ainsi que de la couleur et de l'étendue du feuillage, valeur appelée indice de dépérissement. Cette valeur peut varier de 0 (pour un arbre sain, non attaqué) à 100 (pour un arbre mort). L'Érable à sucre, essence cible, composait 75 % des arbres examinés. On a aussi recueilli des données sur 21 autres essences qui comptaient des représentants dans les parcelles, bien que des spécimens de seulement neuf essences constituaient plus d'un pour cent des peuplements étudiés. Le **tableau 5.4.4** montre l'indice de dépérissement moyen pour ces neuf essences.

Les résultats semblent indiquer que plusieurs essences de feuillus subissent un déclin et que l'Érable à sucre connaît un meilleur sort que beaucoup d'autres feuillus en Ontario.

Tableau 5.4.4
Condition relative de neuf essences de feuillus en Ontario

Essences	% des peuplements étudiés	Indice de dépérissement moyen
Érable à sucre	74,8	12
Hêtre à gr. feuilles	3,0	13
Frêne blanc	3,7	17
Tilleul d'Amérique	3,0	18
Bouleau jaune	1,7	20
Chêne rouge	1,5	20
Érable rouge	3,1	22
Bouleau à papier	1,0	24
Cerisier tardif	1,6	28

D'après un relevé portant sur 11 000 arbres effectué en 1986. Seules les essences constituant plus d'un pour cent des peuplements étudiés sont considérées. Adaptation de données de McIlveen et al. (1988).

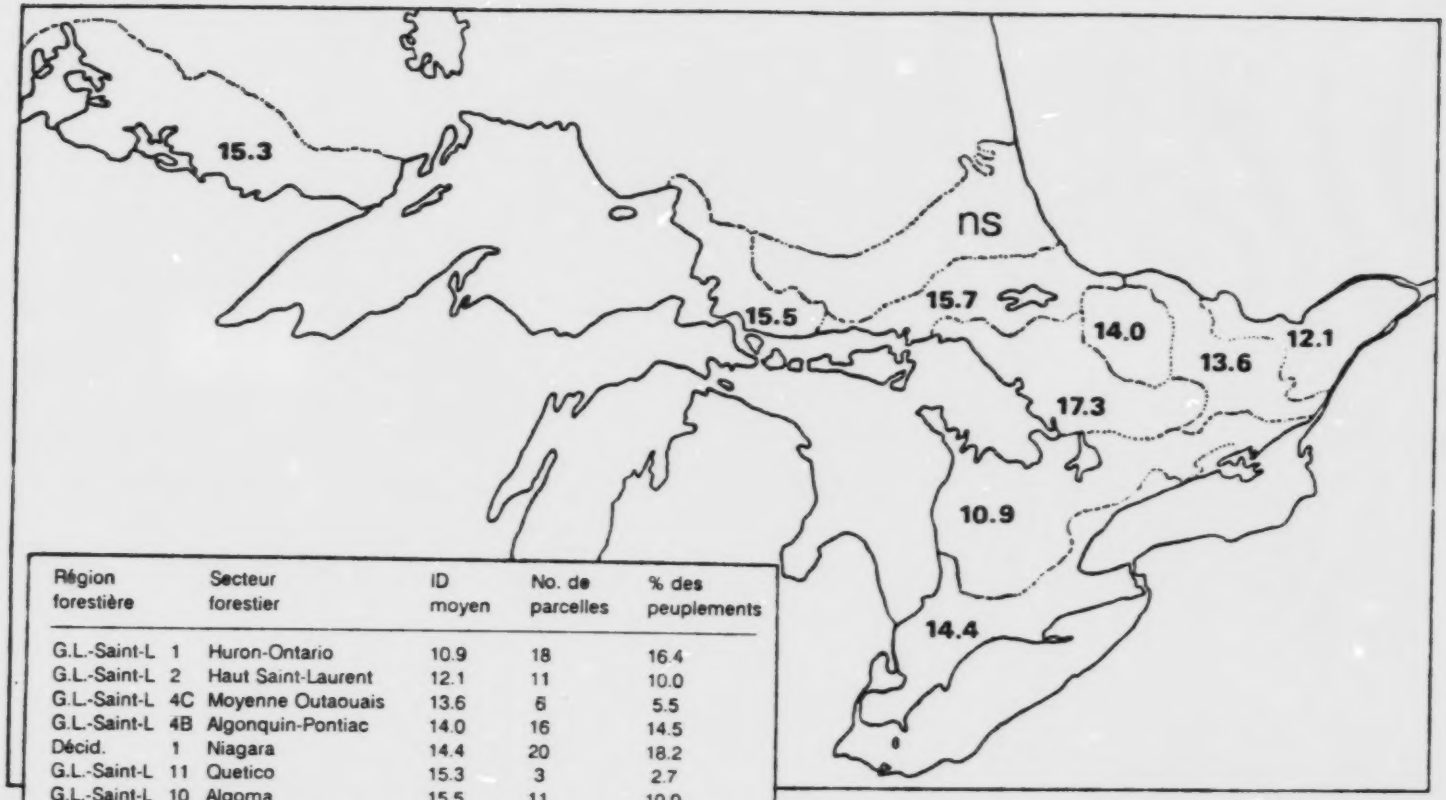
Indice de dépérissement : (0 = absence de symptômes, 100 = arbre mort)
0-5 = arbre sain
6-10 = trace de dépér. à faible dépér.
11-20 = dépérissement faible à modéré
21-30 = dépérissement moyen
31-40 = dépérissement moyen à grave
41-50 = grave dépérissement
>50 = très grave dépérissement

La carte de la **figure 5.4.3** montre l'indice de dépérissement calculé en 1986 dans chacun des neuf secteurs forestiers de l'Ontario (Rowe, 1972). C'est dans le secteur situé entre la baie Georgienne et le parc Algonquin et le long de la bordure nord de la forêt de feuillus que l'indice est le plus élevé. Celui-ci est aussi relativement élevé dans le sud-ouest du territoire. C'est dans le centre-sud et le sud-est de l'Ontario que l'indice est le moins élevé. Pour être statistiquement significatif, l'indice doit être supérieur à 4,7 et d'au moins 3,0 respectivement à un taux de probabilité inférieur à 0,01 et à 0,05. Les données montrent que l'état des forêts de feuillus varie selon les régions en Ontario.

Par rapport à ceux de 1986, les résultats du relevé effectué en 1987 indiquent une amélioration et une détérioration de la situation respectivement dans 6 et 29 % des parcelles. La situation est demeurée à peu près la même ces deux années-là dans les autres parcelles (65 %) (On considérait qu'il y avait un changement dans une parcelle donnée quand l'indice calculé en 1987 s'écartait d'au moins un écart-type de la moyenne calculée pour l'ensemble des parcelles la même année, par rapport aux valeurs obtenues en 1986.) En 1987, dans environ la moitié des 29 % des parcelles où l'état des arbres se détériorait, les arbres étaient modérément à fortement défoliés sous l'action d'insectes. Toutefois, la défoliation n'entrait pas en jeu dans les autres parcelles touchées par le dépérissement.

Les données recueillies dans les parcelles permanentes ont confirmé les observations du ministère des Richesses naturelles et de l'OMSPA selon lesquelles, au cours des années 1980, le dépérissement des Érables à sucre était un phénomène ponctuel en Ontario, même s'il existait des écarts entre les régions. La distribution géographique des symptômes du dépérissement dans cette province n'est pas liée très étroitement à la pollution atmosphérique. Le mal sévit dans le sud-ouest de la province, où la pollution est le plus élevée (dépôts humides de sulfates supérieurs à 35 kg/ha/an et concentration moyenne d'ozone de 50 ppb, sur sept heures, pendant la saison de croissance). Toutefois, ce dépérissement est encore plus élevé dans le centre et le sud, où la pollution est pourtant moins forte. Les arbres de ces dernières régions sont cependant considérés comme plus sensibles aux effets indirects potentiels de la pollution en raison du stress supplémentaire lié à la croissance dans les sols minces et mal tamponnés du Bouclier précambrien.

De 1984 à 1989, on a grandement étudié l'aspect étiologique du dépérissement de l'Érable à sucre à sept endroits représentatifs d'un gradient de gravité du déclin et de régimes de gestion. La condition des arbres, évaluée par la méthode de l'ID, n'a pas changé de façon significative à ces endroits pendant la période considérée. Toutefois, elle s'est détériorée en 1987, puis en 1988, à la suite d'une importante défoliation due à la Livrée des forêts et de deux saisons de croissance consécutives exceptionnellement chaudes et sèches. Une légère amélioration s'est produite en 1989 (voir la **figure 5.4.4**). Selon les études intensives menées à ces endroits, les causes du dépérissement de l'Érable à sucre sont multiples et variables d'un endroit à l'autre. De 1975 à 1978, les ravages causés au feuillage par la Livrée des forêts constituaient le facteur dominant,



Région forestière		Secteur forestier	ID moyen	No. de parcelles	% des peuplements
G.L.-Saint-L	1	Huron-Ontario	10.9	18	16.4
G.L.-Saint-L	2	Haut Saint-Laurent	12.1	11	10.0
G.L.-Saint-L	4C	Moyenne Outaouais	13.6	6	5.5
G.L.-Saint-L	4B	Algonquin-Pontiac	14.0	16	14.5
Décid.	1	Niagara	14.4	20	18.2
G.L.-Saint-L	11	Quetico	15.3	3	2.7
G.L.-Saint-L	10	Algoma	15.5	11	10.0
G.L.-Saint-L	4E	Sudbury-North Bay	15.7	13	11.8
G.L.-Saint-L	4D	Baie Georgienne	17.3	12	10.9
Écart le moins signicatif ($p<0,01$)			4.7		

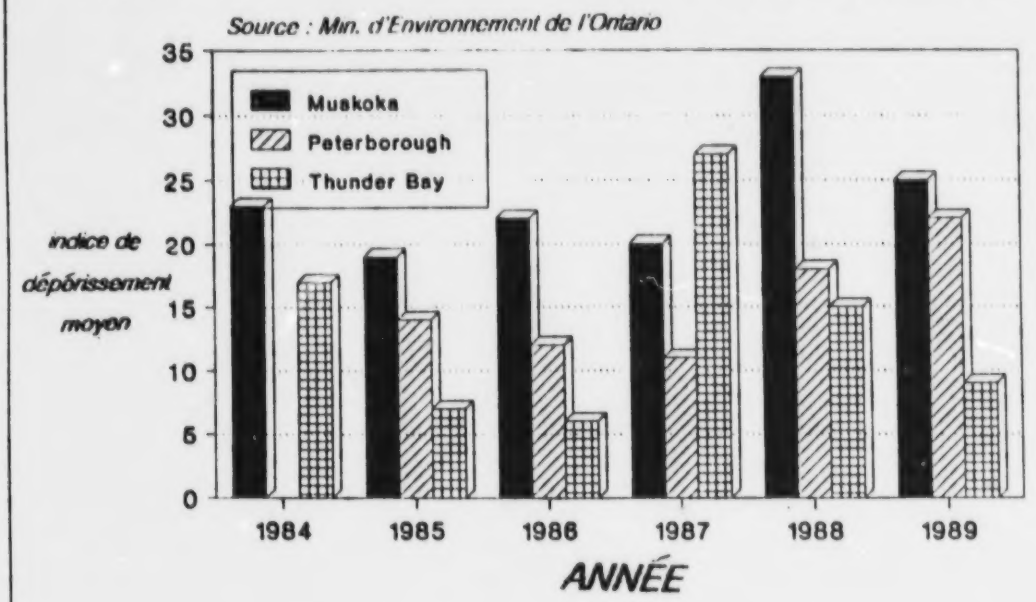
Classification des forêts d'après Rowe, 1972
NS: région non étudiée

Fig. 5.4.3

CONDITION DES FEUILLUS EN ONTARIO 1986

DÉPÉRISSEMENT DES ÉRABLIÈRES EN ONTARIO

Fig. 5.4.4 *Évolution de la condition des arbres*



sans compter la sécheresse qui a sévi aux printemps 1976 et 1977. Jusqu'à la fin de 1988, des stress climatiques, conjugués au pourridié-agaric (sous l'influence d'Armillaria) ont joué un rôle majeur. Enfin, la gestion déficiente des boisés n'est entrée en ligne de compte qu'à quelques endroits.

On ne peut affirmer que la pollution atmosphérique n'est pas intervenue dans le dépérissement, comme facteur prédisposant, voire comme facteur causal. Les concentrations d'Al dans le sol variaient entre 10 et 40 ppm aux emplacements mal tamponnés du Bouclier précambrien. Dans les radicelles des arbres en voie de dépérissement, elles dépassaient constamment de 50 à 100 % celles mesurées dans les radicelles des arbres sains. Même s'ils ont considéré l'hypothèse que la grande teneur en aluminium est un effet plutôt qu'une cause du dépérissement, les auteurs des études ont rejeté celle-ci en observant que d'autres ions du sol n'ont pas fait l'objet de la même adsorption passive sur les tissus radiculaires attaqués.

L'examen de cernes annuels révèle que la croissance des arbres diminue depuis environ 1960 à presque tous les endroits où l'on a effectué des études intensives. C'est dans les

arbres présentant des symptômes de dépérissement et les régions recevant les charges polluantes les plus fortes que la croissance a le plus diminué (amincissement moyen de 12,2 à 17,9 % des cernes annuels sur une longue période après 1945; voir le **tableau 5.4.5** et McLaughlin et al., 1989).

Tableau 5.4.5

Largeur moyenne des cernes d'accroissement d'Érables à sucre avant réduire et après 1945, dans trois zones de dépots de polluants atmosphériques en Ontario

Régions	Largeur moy. des cernes atmosphériques (É.-T.) 1905-1944	1945-1984	Différence en %	Charge des polluants atmosphériques SO_4**	NO_2**	O_3***	pH
Thunder Bay(1)	1.15 (0.31)	1.08 (0.28)	-6.1 (ns)	12	3	<20	4.8
Muskoka (8)	1.23 (0.15)	1.08 (0.18)	-12.3 ($p<0.01$)	34	9	40	4.2
Peterborough(2)	1.23 (0.28)	1.01 (0.27)	-17.9 ($p<0.01$)	43	8	50	4.2

Adaptation de données de McLaughlin et al., 1989

* Accroissement indexé après Fritts, 1966

** Dépôts humides et secs totaux, en $kg.ha^{-1}.an^{-1}$, (moyenne de la période de 1981-1984), d'après Tang et al., 1986

*** Concentrations moyenne en ppb sur 7 H d'éclairement (de 0000 à 1600 HNE) de juin à août (1974-1981), d'après Linzon et al., 1984

% entre les deux périods considérées (1905-1944 et 1945-1984)

On étudie les tendances de la croissance des Érables à sucre dans tout l'Ontario depuis 1986. Jusqu'à présent, on a prélevé plus de 1 000 carottes et soumis 85 arbres arrivés à maturité à des échantillonnages destructifs afin d'effectuer des analyses poussées des troncs. Les données ont été recueillies dans des peuplements soumis à divers régimes de gestion et à diverses conditions ambiantes. Les chercheurs ont évité les prélèvements dans les peuplements qui présentaient des symptômes de dépérissement. Ils ont limité l'analyse des troncs aux arbres arrivés à maturité, mais n'ont pas établi de restrictions pour le prélèvement de carottes; il suffisait que l'arbre ait plus de 10 centimètres de diamètre à hauteur d'homme et qu'il se trouve dans une parcelle d'étude de la croissance. Pour la comparaison des tendances de la croissance à long terme, on a fondé le choix des périodes sur des hypothèses prudentes à l'égard de la qualité de l'air dans le passé. Ainsi, on a considéré que la période antérieure aux conditions de forte pollution allait de 1900 à 1930. Même si la pollution atmosphérique résultant de la consommation de combustibles fossiles dans les établissements industriels et les habitations a certainement joué un rôle pendant cette période, on tenu pour acquis que celle-ci a joué un rôle marginal à l'échelle régionale par comparaison avec la pollution atmosphérique observée depuis un certain temps. Pour les besoins de la comparaison,

les chercheurs ont ensuite établi que la période de 1955 à 1985 était celle où l'air était le plus pollué à l'échelle régionale. Ils ont stratifié les résultats des analyses des carottes en trois classes relatives de dépôts de polluants atmosphériques : élevés, modérés et faibles. **Le tableau 5.4.6** donne un résumé des valeurs moyennes de la croissance annuelle à long terme d'Érables à sucre apparemment sains de l'Ontario pour les deux périodes considérées et en fonction d'un gradient de pollution.

Tableau 5.4.6

Largeur annuelle moyenne des cernes d'accroissement des Érables à sucre pendant deux périods de 30 ans, dans trois classes de pollution atmosphérique en Ontario

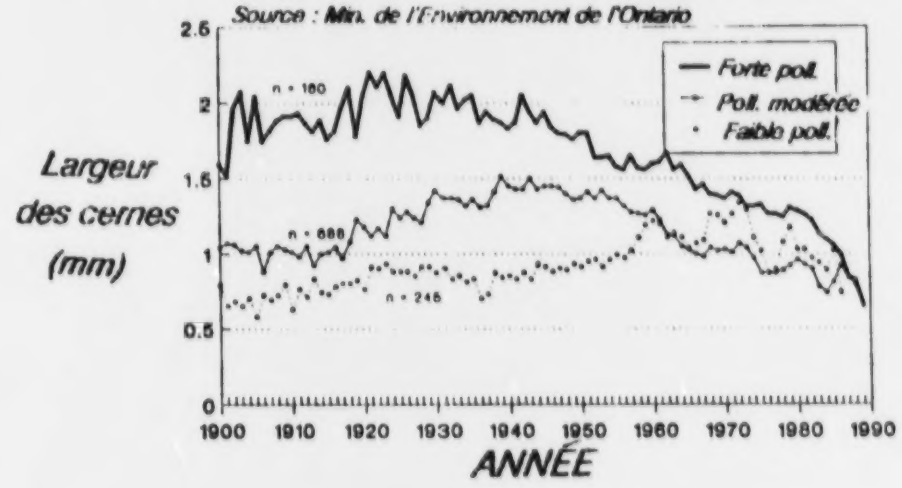
Zone de dépôts	Larg. ann. 1900 - 1939	moy.-mm(É.-T.) 1955 - 1985	Diff. en %	p<	Dépôts totaux SO_4 + NO_3	ppb O_3
Dépôts élevés	1.92 (0.17)	1.40 (0.17)	-27.1	.001	60	50
Dépôts moyens	1.10 (0.13)	1.03 (0.17)	-6.4	.05	42	30
Faibles dépôts	0.78 (0.10)	1.09 (0.13)	+39.8	.01	24	20

Dépôts totaux de SO_4 et NO_3, humides et secs, en kg/ha/an (SO_4 + N).
Concentrations moyennes d'O_3 sur 7 h d'éclairement (de 0900 à 1600 HNE) pendant la saison de croissance (de juin à août), de 1974 à 1981

Dans la zone touchée pas les dépôts les plus importants, la croissance des Érables à sucre était inférieure de 27 % pendant la période de 1945 à 1984 par rapport à ce qu'elle avait été pendant la période de 1905 à 1944, caractérisée par des niveaux de pollution atmosphériques beaucoup moindres à l'échelle régionale. L'accroissement annuel a diminué de plus de 6 % en moyenne dans la zone touchée par des charges de polluants atmosphériques moyennes, mais il a augmenté de plus de 39 % dans la zone ayant reçu le moins de polluants durant la même période.

La **figure 5.4.5**, qui présente des données dendrochronologiques sur l'Érable à sucre, montre clairement une tendance à la réduction de la croissance absolue des arbres échantillonnés à partir de la période de 1945 à 1955 environ, dans les régions touchées par la pollution atmosphérique. Il s'agit de données préliminaires. On étudie actuellement les facteurs propres à des lieux donnés et le rapport entre divers paramètres climatiques et l'évolution de la croissance des arbres. Toutefois, la constance de cette évolution dans chaque région considérée et la similarité des tendances à long terme incitent fortement à croire que le phénomène est attribuable à un stress abiotique à l'échelle régionale.

Fig. 5.4.5 CROISSANCE DE L'ÉRABLE À SUCRE LE LONG DE TROIS GRADIENTS DE POLLUTION EN ONTARIO



5.4.1.3.4 Préoccupations récentes concernant le dépérissement des peuplements de Bouleau à papier

Comme l'Érable à sucre, le Bouleau à papier a subi des épisodes de dépérissement dans l'est du Canada. À quelques exceptions près, ce dépérissement a touché des peuplements résiduels à la suite d'une exploitation forestière. Le Bouleau à papier possède un réseau radiculaire peu profond qui est très sensible aux variations des conditions du milieu résultant de perturbations. Il s'est révélé que nombre des épisodes de détérioration passés ont résulté de changements subtils de la température ou de la vapeur d'eau disponible. Actuellement, on observe le dépérissement de peuplements de Bouleau à papier dans la région de la baie de Fundy, sur la côte atlantique du Canada, et dans le secteur de Wawa, près du lac Supérieur, en Ontario. Le mal touche des peuplements forestiers relativement peu perturbés (c.-à-d. dans lesquels on n'a pas effectué de coupes récemment) et des secteurs souvent enveloppés de brouillard marin.

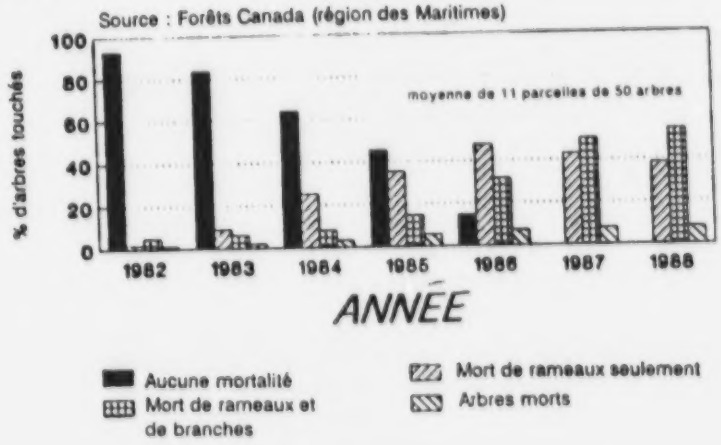
Région de la baie de Fundy

Chaque année depuis 1979, les responsables du RIMA observent la détérioration des peuplements de Bouleaux à papier dans la région de la baie de Fundy (Magasi, 1989). Forêts Canada a donc pu étudier des peuplements de deux taxons de bouleaux

étroitement apparentés, Betula papyrifera Marsh. et B. cordifolia, qui ont commencé à amorcer un déclin progressif. On observe l'augmentation constante de la fréquence des symptômes de dépérissement et de la mortalité des arbres depuis 1982 (voir la **figure 5.4.6**).

CONDITION DU BOULEAU À PAPIER DANS LA RÉGION DE LA BAIE DE FUNDY 1982-1988

Fig. 5.4.6



Les symptômes observés ne sont pas facilement attribuables aux insectes et aux maladies qui s'attaquent aux peuplements de Bouleau à papier (Magasi, 1989). L'occurrence de dépôts humides de sulfates relativement élevés dans la région (>20 kg/ha/an) semble indiquer que la pollution atmosphérique pourrait jouer un rôle. De plus, cela semble confirmer le fait qu'on a mesuré de faibles valeurs du pH dans des brouillards sur la côte du Maine (Weathers et al., 1986) et qu'il existe un chevauchement entre le lieu des peuplements de bouleaux touchés et celui où le brouillard marin se manifeste. Par ailleurs, on a mesuré des concentrations élevées d'ozone le long de la côte du Maine et dans le sud du Nouveau-Brunswick (Jagels, 1986; Tims et Knight, 1985).

Les emplacements d'étude ont été choisis le long d'un transect traversant la région touchée en direction nord à partir de la pointe Lepreau. Des analyses chimiques du brouillard et des mesures de l'amorce, de l'évolution et de l'intensité du brunissement des

arbres ont eu lieu à chaque emplacement. Les résultats des travaux effectués en 1986 et en 1987 ont confirmé que le pH du brouillard marin était de 3,6 en moyenne, à savoir une unité au-dessous du niveau d'acidité des pluies dans la même région (Cox et al., 1989). Les concentrations atmosphériques d'ozone étaient plus élevées près de la côte que dans l'agglomération de St. John. L'emploi d'un modèle simple (Unsworth et Crossley, 1985; Cox et al., 1989) a permis d'observer que l'influence du brouillard marin acide sur les peuplements de Bouleaux à papier était aussi grande que celle des pluies. Comme les dépôts dus au brouillard n'ont pas été mesurés à l'aide de collecteurs comme ceux qu'on utilise dans les réseaux de mesure des dépôts humides, il se peut que les charges acides par dépôts humides soient grandement sous-estimées. Quant à l'ampleur des dépôts secs dans la région, on ne la connaît pas. Toutefois, ces dépôts ne pourraient à eux seuls expliquer l'accroissement du niveau d'acidité résultant du seul milieu chimique que constitue le brouillard marin (Eatough et al., 1984; Miller et al., 1987).

Cox et al. (1989) résument la corrélation entre l'intensité des lésions foliaires des bouleaux à chacun des cinq emplacements de la région touchée et divers paramètres de la qualité de l'air ayant fait l'objet de mesures en 1987.

Les résultats préliminaires indiquent qu'il existe des liens statistiques significatifs entre l'intensité du brunissement des bouleaux et les concentrations de H^+ et de NO_3^- pondérées en fonction du volume. En outre, le brunissement des feuilles s'accroîtrait en fonction de l'âge de l'individu, ce qui semble indiquer que le mal est progressif et que le feuillage pourrait être vulnérable aux taches des feuilles attribuables à Septoria betulina, agent pathogène qui cause parfois des dommages aux feuilles.

Il se peut que l'action dévastatrice directe des dépôts humides sur le feuillage par l'intermédiaire du brouillard diffère considérablement de celle des dépôts laissés par les pluies. En présence du brouillard, les polluants acides peuvent toucher des surfaces foliaires à des concentrations très élevées et y demeurer longtemps avant d'en être chassés par l'eau (Unsworth et Crossley, 1985). Ils peuvent causer des dommages directs aux surfaces touchées, telles les membranes cuticulaires, et entraîner la déshydratation et la nécrose des tissus sous-jacents.

La grande fréquence du Bouleau à papier de montagne (Betula cordifolia) à proximité de la côte peut contribuer à la sensibilité globale des peuplements aux dépôts acides. Cette essence se trouve à la limite méridionale de son aire au niveau de la mer. Elle préfère la fraîcheur et l'humidité (Rosendhal, 1928), conditions que procurent les brouillards, très fréquents en été. On a émis l'hypothèse selon laquelle la récurrence du brunissement et de la sénescence précoce des feuilles serait liée à l'acidité des brouillards et elle pourrait contribuer à la détérioration initiale des peuplements de Bouleaux à papier de montagne.

Secteur de Wawa, en Ontario

La forêt de transition qu'on trouve sur la rive du lac Supérieur dans le secteur de Wawa, en Ontario, est souvent enveloppée de brouillard marin en été. Dès le début des années 1970, on a observé le déclin progressif du Bouleau à papier dans ce secteur. À l'époque, on a supposé que le phénomène était lié aux émissions de SO_2 de l'usine de frittage de minerai de fer qui se trouve à Wawa. Toutefois, l'étendue du dépérissement n'était pas en corrélation avec la zone, bien délimitée, du panache de l'usine, mais plutôt avec les zones touchées par le brouillard marin.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a commencé à étudier le dépérissement du Bouleau à papier dans le secteur de Wawa en 1984 pour déterminer si le phénomène était dû à la pollution atmosphérique, dont les brouillards acides. On a choisi des emplacements, où des échantillons de feuilles, de racines, de sève et de xylème ont été prélevés sur des arbres présentant des symptômes de détérioration. Il y a également eu des échantillonnages de brouillard. Seuls des résultats préliminaires sont accessibles actuellement. Aux endroits étudiés, les sols possèdent généralement les caractéristiques suivantes : texture grossière, faible pouvoir tampon et acidité naturelle (pH pouvant atteindre 2,0 dans l'horizon de surface). Le brouillard était acide (pH de 3,6 à 3,9). On n'a cependant pu en prélever que quelques échantillons, car il a été exceptionnellement rare en 1988 et en 1989. L'analyse électrophorétique de tissus actifs de bourgeons a confirmé que Betula cordifolia composait la majorité des vieux arbres dans les peuplements, alors que la plupart des jeunes arbres et des zones de régénération consistaient en Betula papyrifera. La détérioration était plus fréquente chez B. cordifolia. Il se pourrait que d'infimes changements climatiques modifient graduellement les conditions des lieux au détriment de B. cordifolia. Comme cette essence disparaît lentement des peuplements, elle est remplacée par B. papyrifera, qui est moins asservi aux conditions ambiantes. Or, des stress environnementaux liés à l'acidité pourraient hâter la transition ainsi que la sélection défavorisant l'essence la moins résistante, B. cordifolia.

5.4.1.3.5 Problèmes éventuels

La forêt est un écosystème dynamique. Elle peut subir un declin périodique ou cyclique sous l'effet d'agressions sur le milieu naturel ou dans la processus naturel de succession végétale. Or, actuellement, outre les nombreux stress naturels auxquels elle est soumise, la forêt doit subir les effets cumulés, voire synergiques, d'agressions anthropiques qui se manifestent sous la forme de polluants atmosphériques. Pendant les périodes où agissent les stress naturels, la pollution peut être suffisante pour causer un déclin à l'échelle locale ou régionale.

Comme nous l'avons souligné précédemment, la mortalité des arbres peut être rarement attribuée directement à l'exposition à des polluants atmosphériques. Habituellement, les arbres sont les victimes d'agents pathogènes, ce qui rend difficile l'évaluation des effets

de la pollution. Dès lors, dans un écosystème aussi complexe qu'une forêt de feuillus, il est improbable qu'on puisse déterminer quantitativement et de façon fiable l'influence du TADPA sur un épisode donné de dépérissement forestier.

L'incidence potentielle des changements climatiques vient compliquer la situation. Bien que l'ampleur et le moment des changements de climat fassent encore l'objet de divergences, on s'accorde généralement pour affirmer que la pollution atmosphérique est l'élément moteur de l'accroissement des concentrations de gaz à effet de serre, en particulier ceux qui résultent de l'utilisation de combustibles fossiles. Ici encore, il est difficile d'établir le rapport entre le dépérissement des arbres et la pollution. Les arbres peuvent mourir d'une infection secondaire après avoir perdu de leur vigueur en raison de conditions climatiques défavorables ayant fait augmenter les quantités de gaz à effet de serre qui, à leur tour, sont étroitement liés à la pollution atmosphérique.

5.4.2 EFFETS SUR L'AGRICULTURE

5.4.2.1 PRÉCIPITATIONS ACIDES

Les résultats d'études scientifiques montrent que l'occurrence répétée de pluies ou de brouillard fortement acides (d'un pH supérieur à 3,0) fait augmenter la probabilité de blessures foliaires dans la végétation faisant l'objet d'une exploitation agricole. Toutefois, à une exception près, les expériences faites sur le terrain avec des pluies acides simulées (PAS) n'ont pas permis d'établir hors de tout doute que ces pluies, à un niveau d'acidité égal ou presque égal au niveau naturel, réduisent le rendement des récoltes. On a montré que l'exposition du cultivar de soja Amsoy 71 à des PAS ayant un pH de 4,1 entraîne une baisse considérable du rendement. Toutefois, on n'a observé aucun effet négatif sur le rendement des autres cultivars de soja étudiés dans de nombreuses études menées aux États-Unis et en Ontario (voir le **tableau 5.4.7**).

En outre, des essais effectués avec du soja (Takemoto et al., 1987; Norby et al., 1985; Brewer et Heagle, 1983) n'ont pu révéler l'existence d'une interaction signicative entre les effets des pluies acides et ceux de l'ozone.

Tableau 5.4.7
Cultivars de soja étudiés lors de recherches sur les effets de PAS[a]

Cultivar	Auteurs
AMSOY 71	Evans et Curry, 1970; Evans et Lewin, 1981; Evans et al., 1980, 1981, 1983, 1984a, 1984b, 1985, 1986; Irving et al., 1984; Porter et al., 1987
ASGROW	Evans et al., 1986
BEESON	Evans et al., 1984b; Jacobson, 1980; Troiano et al., 1982, 1983
CLARK	Keever et Jacobson, 1983
CORSOY	Evans et al., 1986
DAVIS	Brewer et Heagle, 1983; Heagle et al., 1983; Johnston et Shriner, 1985; Norby et Luxmoore, 1983; Norby et al., 1985
EVANS	Cohen et al., 1986
FORREST	DuBay et Heagle, 1987
HARK	Cohen et al., 1981; Lee et al., 1981
HOBBIT	Evans et al., 1986
HODGSON	Kuja et Dixon, 1989
LEE	Shriner et Johnston, 1981
NORMAN	Cohen et al., 1981; Lee et al., 1981
OR-10	Cohen et al., 1981; Lee et al., 1981
WELLS	Evans et al., 1984b; Irving et Sowinski, 1981; Irving et Miller, 1981
WILLIAMS	Craker et Bernsteirn, 1984; Evans et al., 1984b; Troiano et al., 1982, 1983
WILLIAMS	Porter et al., 1987

[a] D'après Porter et al., 1987 et des études récentes

Il demeure que la recherche scientifique n'a pas permis d'observer une réaction mesurable ou constante du rendement des cultures aux effets directs des pluies acides à des niveaux d'acidité naturels (Irving, 1988). Toutefois, il convient d'apporter certaines précisions.

On a effectué des études de relations dose-effet, mais celles-ci portaient sur quelques espèces cultivées seulement, notamment le soja, le haricot mange-tout, le trèfle, le maïs, l'avoine, la pomme de terre, le radis, le seigle et le tabac (Troiano et al., 1984; Menchaca et Hornung, 1989; Banwart, 1987; Pell et Puente, 1987; Pell et al., 1987; Evans et al., 1982; Troiano et al., 1982a, 1982b; Rathier et Frink, 1984). Pour presque toutes les espèces considérées, on a mené des essais de sélection avec seulement un ou deux cultivars afin de déterminer la sensibilité aux pluies acides (Irving, 1983). Les résultats indiquent que la réaction des plantes aux PAS pourrait dépendre non seulement de l'espèce, mais aussi, étroitement, du cultivar. De plus, des groupes de végétaux vivaces comme les arbres fruitiers et les cultures fourragères n'ont pas encore été étudiées adéquatement à cet égard (Kuja, 1988).

Des expériences récentes ont montré que l'accroissement de l'acidité des précipitations peut exercer une influence négative sur la reproduction sexuelle et la formation des graines du maïs (Zea mays) (DuBay, 1988, 1989). Au cours d'autres études, la germination de grains de pollen a grandement diminué sur des barbes de maïs Pioneer 3747 exposées à un épisode de PAS ayant un pH de 4,6, de 3,6 et de 2,6, par comparaison avec la germination sur des barbes traitées à de la pluie ayant un pH de 5,6 (Wertheim et Craker, 1987, 1988). Il importe de pousser les recherches pour déterminer si les pluies acides au pH mesuré pendant certains épisodes en Amérique du Nord pourraient inhiber des processus de reproduction végétale fortement assujettis à la formation des graines de diverses cultures de plein champ.

Bien qu'on n'ait effectué jusqu'à ce jour que quelques études concernant les effets des pluies acides sur la cuticule des feuilles d'espèces cultivées, cette partie des plantes pourrait elle aussi se ressentir des perturbations dues à des PAS et à d'autres polluants atmosphériques. À l'origine, on a observé que la production de cire chez le seigle était stimulée par la fumigation de SO_2 (Koziol et Cowling, 1981). On a découvert par la suite que le phénomène est fonction du génotype, de la concentration de SO_2 et de la saison (Shelvey et Koziol, 1986). Les feuilles à surface cirée sont celles qui ont le plus de lésions, tandis que la production de cire des quatre espèces étudiées par Percy et Baker (1988) a varié sous l'influence de PAS ayant un pH inférieur à 4,6. La composition de la cire a également été influencée, tout comme la régénération des cristaux de cire, qui était moins touchée quand le pH des PAS était inférieur à 4,2. Ces modifications des caractères physiochimiques de la cire ont eu des répercussions sur la mouillabilité des feuilles et sur leur pouvoir de rétention de l'eau de pluie et d'assimilation d'ions inorganiques (Percy et Baker, 1988).

Étant données les limitations des méthodes d'expérience employées, des facteurs inhérents à chaque étude influent sur les résultats. Il faut tenir compte de cela quand on interprète les observations faites au cours d'expériences en présence de PAS. Ainsi, on a constaté que des conditions du milieu, telle la sécheresse, exercent une influence sur la réaction des plantes aux précipitations acides (Banwart, 1988; Kuja et Dixon, 1989).

Il se peut que des facteurs environnementaux expliquent les différences entre les résultats obtenus dans des milieux contrôlés et ceux des études faites dans des conditions naturelles et, en partie, les écarts temporels et spatiaux dans les résultats des expériences menées avec des PAS sur le terrain. De multiples combinaisons de variables chimiques, physiques et temporelles des précipitations n'ont pas encore été examinées, ni l'influence de ces variations combinées aux dépôts acides secs et humides sur les cultures.

Enfin, les dépôts acides humides pourraient avoir un effet minime sur la plupart des sols des terrains agricoles, qui ont un pouvoir tampon relativement élevé. Sans compter que les pratiques agricoles modernes, tels le chaulage et l'enfouissement des résidus des cultures, peuvent contrebalancer leurs effets. Toutefois, on ignore encore quels pourraient être les incidences à longue échéance des dépôts acides sur le cycle des oligo-éléments alimentaires et leur accessibilité aux plantes sur les terres agricoles.

5.4.2.2 OZONE

La réaction des plantes fortement exposées à l'ozone se manifeste par une suite de phénomènes biochimiques et physiologiques qui culminent sous la forme d'une lésion quelconque. Les perturbations qui en résultent pour les cellules impliquent des changements dans les caractères fonctionnels et structuraux des plantes attaquées dus à la rupture de membranes cellulaires. Ces perturbations peuvent entraîner des maladies des feuilles, perturber la répartition des glucides, réduire la croissance et les rendements et agir sur les communautés et les écosystèmes végétaux (Guderian et al., 1985).

Comme c'est le cas pour nombre d'autres polluants, les effets de l'ozone sur le feuillage peuvent être divisés en trois classes : aigus, chroniques et subtils. Parmi les symptômes des effets aigus, on trouve des lésions foliaires bifaciales, tandis que, souvent, les effets chroniques prennent généralement la forme de lésions pigmentées, de mouchetures, d'une décoloration ou d'une chlorose généralisée des feuilles. Les effets subtils comprennent la baisse de la productivité ou de la vigueur des plantes, sans qu'on puisse observer des signes visibles de l'attaque.

Il existe des listes exhaustives de plantes cultivées, qui sont énumérées en fonction de leur résistance ou de leur sensibilité à l'ozone sur une courte période dans des conditions ambiantes contrôlées (Guderian et al., 1985; Heck et al., 1977). Jacobson (1977) et Linzon et al. (1975) ont effectué des études documentaires complètes sur les effets de l'exposition à l'ozone. Ainsi, on a établi des profils du temps nécessaire pour qu'il se

produise des blessures foliaires graves chez des espèces cultivées très, moyennement ou non sensibles à l'ozone. À partir de ces profils et d'autres données, Guderian et al. (1985) ont établi des limites maximales acceptables de concentrations d'ozone qui, si elles étaient respectées, assureraient une protection raisonnable à la végétation contre les effets aigus à court terme de l'exposition à l'ozone se traduisant par des blessures foliaires.

Le **tableau 5.4.8** indique ces limites de concentrations :

Tableau 5.4.8
Limites maximales des concentrations d'ozone acceptables[1] au-delà desquelles les plantes peuvent subir des blessures foliaires

Durée de l'exposition (h)	Niveau de résistance des plantes		
	Faible	Moyen	Élevé
	(ppb d'ozone)		
0,5	150	250	500
1,0	75	180	250
2,0	60	130	200
4,0	50	100	180

[1]D'après Guderian et al., 1985

Au Canada, on a exécuté plusieurs études visant à évaluer les blessures foliaires causées par l'exposition à l'ozone. Celles-ci ont eu lieu au Nouveau-Brunswick (Tims, 1984; Tims et Knight, 1987), en Ontario (Pearson, 1989), au Québec (Maltais et Archambault, 1985, 1986) et en Colombie-Britannique (Runeckles, 1989). Elles ont permis d'étudier les lésions foliaires subies par un certain nombre de cultures sensibles : la pomme de terre (au Nouveau-Brunswick, en Ontario et en Colombie-Britannique), le haricot sec, le soja et le tabac (au Québec et en Ontario), la tomate, l'oignon, le concombre, le raisin et l'arachide (en Ontario) ainsi que le pois (en Colombie-Britannique). Même si aucune de ces études n'avait pour but de fixer un seuil d'exposition au-delà duquel il y aurait des blessures foliaires, on a observé dans tous les cas des lésions là où le niveau horaire des concentrations d'ozone a dépassé l'objectif canadien à un moment donné pendant la saison de croissance.

Ces dernières années, on a opéré un virage dans l'ordre de priorité des recherches, qui sont passées des études effectuées dans des conditions contrôlées aux travaux exécutés dans des écosystèmes naturels. En effet, on constatait de plus en plus que l'incidence de blessures foliaires n'était pas un indicateur acceptable des effets de l'ozone sur les cultures.

L'ubiquité de l'ozone, l'influence de variables micrométéorologiques sur la distribution du polluant dans les couverts végétaux et l'effet possible de nombreux facteurs biotiques et abiotiques sur la réaction des plantes compliquent les évaluations des rendements ou de la qualité des cultures sur le terrain. On a surmonté une partie de ces difficultés en perfectionnant les techniques d'évaluation in situ, notamment les chambres de croissance à ciel ouvert, les systèmes de fumigation à l'air libre et les gradients de pollution atmosphérique (Ormrod et al., 1988).

On reconnaît maintenent que les effets indirects de la pollution atmosphérique et les interactions biotiques ont été sous-estimés et qu'ils pourraient jouer un rôle aussi important que les effets directs des polluants (Manning et Keane, 1988). Pourtant, on a fait peu de recherche sur l'épidémiologie des maladies et les rendements des cultures. De nombreux rapports montrent cependant l'importance potentielle de ces interactions (Warrington, 1989; Houlden et al., sous presse).

Le National Crop Loss Assessment Network (NCLAN), des États-Unis, constitue le plus important programme d'étude des répercussions de l'ozone sur les rendements des cultures pendant la saison de croissance. Les recherches, qui ont duré sept ans (de 1980 à 1986), ont eu lieu à cinq endroits représentatifs de conditions climatiques distinctes dans des régions caractérisées par différentes cultures. On a utilisé des chambres à ciel ouvert pour exposer différentes espèces à divers régimes d'ozone et de dioxyde de soufre et mesuré les rendements pour établir des relations dose-effet. Les résultats de ces recherches ont paru dans de nombreuses publications (Heck et al., 1982, 1983, 1984a, 1984b, 1988).

Lors de la plus récente évaluation des baisses des rendements faite par le NCLAN, on s'est servi d'un modèle de Weibul fondé sur trois paramètres (Rawlings et Cure, 1985) pour prévoir les chutes de rendement des principales cultures des États-Unis par suite d'une exposition sur sept et douze heures à des concentrations saisonnières moyennes d'ozone de 40, 50 et 60 ppb. Le modèle, basé sur l'exposition - dans les conditions habituelles des études sur le terrain du NCLAN - de onze espèces cultivées à des concentrations saisonnières moyennes de 40, 50 et 60 ppb, a prévu des pertes moyennes de rendement respectives de 4,0, 7,6 et 10,1 % (Heck et al., 1984a).

À partir des résultats des expériences du NCLAN et d'études similaires, on a fait de nombreuses tentatives en vue de trouver un meilleur descripteur permettant d'établir la dose ou l'indice exposition-effet optimal en ce qui concerne les effets de l'ozone sur les cultures (Musselmen et al., 1988; Lee et al., 1988, 1989; Laurence et Lang, 1988; Heagle et al., 1988; Hogsett et al., 1988; Rawlings et al., 1988; Cure et al., 1986; Lefohn et Runeckles, 1987; Lefohn et al., 1986, 1988, 1989; Krupa et Kickert, 1987; Krupa et Nosal, 1989).

Un certain nombre des études générales de la question montrent clairement qu'il n'existe pas d'indice d'exposition ni de dose optimale pour l'ensemble des cultures. La recherche

rigoureuse de relations entre la réaction des cultures et un grand nombre de périodes d'exposition à des concentrations moyennes d'ozone ou d'indices d'indices moyens différents fait généralement ressortir l'importance des concentrations de pointe et des indices pondérés d'exposition cumulée. Toutefois, dans beaucoup de cas, ces relations peuvent être très complexes et difficiles à interpréter si l'on emploie les méthodes habituelles (Runeckles, 1988; Lefohn et al., 1989).

Les indices fondés sur des concentrations de pointe ou des concentrations cumulées pondérées (nombre d'heures équivalant ou supérieur à un niveau minimal de concentrations) souffrent aussi de limitations en ce sens qu'ils ne tiennent pas compte de la durée des épisodes, de l'intervalle qui sépare ces épisodes, de la sensibilité de l'organisme cible au moment de l'exposition ni de la quantité de polluant qui s'introduit dans la plante ou le couvert (Lefohn et al., 1988). Lee et al. (1988) ont tenté de faire tomber certaines de ces limitations en intégrant des systèmes de pondération dans l'analyse de certaines données du NCLAN. Ils ont constaté que, même si aucun indice ne permettait mieux que les autres d'établir une corrélation entre l'exposition à l'ozone et la réaction des plantes, les meilleurs indices étaient ceux fondés sur les valeurs horaires des concentrations cumulées dans le temps, qui mettent l'accent sur les concentrations supérieures à 60 ppb et qui tiennent compte de facteurs phénologiques pour évaluer l'exposition des cultures au stade de la croissance. Lefohn et Runeckles (1987) ont révisé les importants travaux effectués et tenté d'utiliser les résultats à l'élaboration d'une norme pour l'ozone. Ils ont conclu qu'une norme éventuelle pourrait être fondée sur l'exposition à un nombre déterminé d'occurrences des concentrations les plus élevées (norme basée sur une exposition multiple). Par exemple, on pourrait établir que la concentration moyenne sur une heure de Y ppm d'ozone ne doit pas être dépassée plus de X jours par année.

À la suite du débat scientifique sur le choix des indices les plus appropriés pour la description de la réation des plantes à l'exposition à l'ozone pendant toute une saison, les responsables du programme NCLAN ont aussi examiné certaines de leurs données pour étudier la possibilité d'utiliser d'autres valeurs (Rawlings et al., 1988). Après avoir considéré trois pondérations différentielles des concentrations horaires d'ozone (concentrations de pointe par rapport aux concentrations à d'autres moments, heure de la journée à laquelle l'exposition a lieu et rayonnement solaire horaire total), les auteurs ont conclu que la dose du NCLAN était raisonnable et que, contrairement aux constatations de Lefohn, de Lee et d'autres chercheurs, la pondération des données en fonction des concentrations de pointe ne procure pas une valeur de dose acceptable. L'importance du rayonnement en tant que facteur de pondération représentant un paramètre substitut de la phénologie des cultures semble indiquer qu'il faudrait accorder un plus grand poids au niveau d'activité des plantes ou en tenir compte dans l'élaboration d'indices de doses.

Pour déterminer les effets potentiels de l'exposition à l'ozone sur la végétation en Ontario et mettre ceux-ci en rapport avec le critère de qualité de l'air sur une heure, de 80 ppb,

on a utilisé récemment la valeur d'exposition du NCLAN (moyenne saisonnière) dans une nouvelle analyse des répercussions de ce gaz dans cette province. Même si les auteurs de cette analyse ont reconnu les limitations de la valeur d'exposition fondés sur la moyenne saisonnière, ils ont décidé de l'analyser, faute d'indice de remplacement généralement accepté. Étant donné que l'analyse n'était pas limitée à l'utilisation des résultats des travaux effectués sur le terrain dans le cadre du programme NCLAN et qu'elle tenait compte en fait des résultats de nombreuses études faites in situ en Ontario pour lesquelles il existait des moyennes saisonnières locales, on a pu réduire au minimum certains des biais qui auraient résulté de la corrélation entre les réactions des cultures et les moyennes saisonnières sans la prise en compte de la nature épisodique des valeurs horaires comprenant la moyenne.

En raison des incertitudes et des difficultés inhérentes au choix de la moyenne saisonnière comme indice d'exposition pour la végétation et de l'absence d'indice de rechange pour le moment, il a été décidé que le critère de qualité de l'air sur une heure fixé par l'Ontario servirait de base à l'établissement d'une norme et à la protection contre les oxydants. Pour ce faire, il importait d'étudier la relation entre les deux variables dans les conditions de croissance propres à l'Ontario. C'est ainsi qu'on a appliqué des corrélations et des régressions statistiques à l'ensemble de données sur le milieu rural et de données combinées (milieux rural et urbain) pour la période de 1974 à 1988. Bien que l'équation (polynomiale du second degré) qui convient le mieux à l'ensemble de données étendu couvrant la période susmentionnée diffère légèrement de celle utilisée précédemment (équation linéaire) pour l'évaluation des pertes de cultures en 1984 (Linzon et al., 1984), les résultats confirment encore que, dans le territoire assez limité de l'Ontario, il existe un rapport relativement étroit entre les moyennes saisonnières et les valeurs horaires de pointe. En fonction de ce rapport, si l'on atteignait la valeur de concentration maximale annuelle d'ozone sur une heure (80 ppb) dans les zones rurales de l'Ontario, cela correspondrait à des moyennes saisonnières égales ou inférieures à environ 35 ppb, soit la valeur minimale généralement acceptée des effets sur les rendements dont il est question dans les travaux du NCLAN. Toutefois, Singh et al. (1978) considèrent que la concentration moyenne annuelle d'ozone dans l'hémispère nord est de 30 ppb. Dès lors, il se peut que la moyenne saisonnière ait peu de valeur, voire pas de valeur véritable.

Les auteurs de l'évaluation faite en Ontario ont insisté sur le fait que la norme n'assurerait pas une protection complète à long terme de toutes les cultures vulnérables ni une protection à court terme contre les blessures foliaires aiguës quand les conditions climatiques s'y prêteront. Toutefois, l'application de cette norme entraînerait de grandes améliorations en ce qui concerne les dommages causés aux cultures en Ontario, car les postes de surveillance dans les zones rurales de cette province observent jusqu'à 170 cas de dépassement du seuil horaire de 80 ppb pour l'ozone les pires années.

Sur la base des valeurs des pertes de cultures établies lors d'une analyse des données recueillies sur le terrain en Amérique du Nord, valeurs qu'on a ensuite rajustées à la

baisse pour refléter l'incertitude inhérente aux variables agricoles, géographiques et expérimentales (Pearson, 1989), on a estimé que la productivité augmenterait de 17 à 70 millions de dollars par année pour 19 espèces agricoles et ornementales (herbe à gazon, arbres de Noël et matériel de pépinière) en Ontario. Or, l'augmentation maximale de productivité équivaut à environ 4 % des ventes totales des produits de cultures et plantes ornementales en Ontario, à savoir 1,9 milliard de dollars. Les espèces considérées comme les plus menacées sont les suivantes : haricot sec, pomme de terre, oignon, foin, navet, blé d'hiver, soja, épinard, haricot vert, tabac blond, tomate et maïs doux. Les cultures légèrement en danger sont le concombre, la courge, la citrouille, le melon, le raisin, le tabac Burley et la betterave.

On n'a pas effectué d'analyses des effets de l'ozone sur diverses cultures ailleurs au Canada, sauf en Alberta (Torn et al., 1987) et en Colombie-Britannique (Runeckles, 1989; Rafiq, 1989). En Alberta, l'analyse a consisté en une recherche documentaire sur la réaction d'espèces déjà en croissance à l'exposition à l'ozone. On a ensuite comparé les données obtenues avec une quantité limitée de résultats de mesures de l'ozone en milieu urbain et conclu qu'il n'existait pas de risque apparent pour les cultures vulnérables. En Colombie-Britannique, on a soumis des pois et des pommes de terre de transformation à une fumigation d'ozone dans des conditions naturelles pour mieux cerner les relations dose-effet. En outre, on a effectué en 1986 une estimation préliminaire des pertes de cultures sous l'effet des concentrations d'ozone mesurées dans la vallée du bas Fraser. Bien que le rapport de l'étude n'ait pas été publié, Rafiq (1989) a indiqué que ces pertes seraient d'environ 9 millions de dollars. Ce résultat est basé sur une analyse de la moyenne saisonnière, modifiée pour tenir compte du fait que la saison de croissance est plus longue et que les températures sont plus élevées en Colombie-Britannique qu'en Ontario (Linzon et al., 1984).

En somme, l'amélioration de la qualité de l'air ambiant pourrait se révéler très avantageuse, même si l'on n'a pas effectué d'estimations partout au pays. Au Canada, les ventes totales de fruits, de légumes et d'espèces ornementales équivalent à environ 8,9 milliards de dollars annuellement. Or, la part de cette somme qui provient des quatre provinces où l'on a étudié les dommages causés aux feuilles ou les effets sur les rendements des cultures est de 33 % (environ 3 milliards de dollars).

5.4.2.3 NITRATE DE PEROXYACÉTYLE (PAN)

En 1960, on a découvert qu'un autre constituant photochimique du smog, le nitrate de peroxyacétyle (PAN), causait des dommages spécifiques chez la laitue romaine et la bette à corde en Californie (Stephens et al., 1961).

Le PAN est le principal membre d'une famille de composés azotés qui peuvent être produits photochimiquement dans des atmosphères polluées. Il importe de se préoccuper de ces composés, car ils sont extrêmement phytotoxiques à de faibles concentrations (en parties par milliard). Ainsi, on a observé que le PAN cause des

blessures foliaires graves aux cultures vulnérables, et donc d'importantes pertes financières, dans le sud de la Californie. En outre, on a décelé des symptômes de l'attaque de cette substance sur le feuillage de plantes indigènes aux Pays-Bas et au Japon (Temple et Taylor, 1983).

Les rapports publiés de surveillance de la qualité de l'air ambiant (Temple et Taylor, 1983), notamment en Alberta et en Ontario (Peake et al., 1988; Corkum et al., 1986), il est apparent que les concentrations de PAN mesurées dans l'est du continent nord-américain et en certains endroits en Europe sont de cinq à dix fois inférieures à celles mesurées dans le sud de la Californie.

On a décelé des blessures due au PAN sur le terrain - dans le sud-ouest des États-Unis - par suite de l'exposition, pendant quatre heures, d'espèces ornementales et de légumes verts respectivement à des concentrations de 15 et de 25 à 30 ppb. Selon les rapports dose-effet, il semble peu probable que le PAN puisse causer des dommages aux plantes au Canada, où les concentrations de cette substance sont de 1 à 2 ppb en moyenne pendant la saison de croissance, avec des pointes horaires pouvant atteindre 5 à 10 ppb.

5.4.2.4 DIOXYDE D'AZOTE

Selon l'étude de la littérature scientifique mondiale faite récemment par Legge et Crowther (1987), le dioxyde d'azote est le seul des oxydes d'azote considéré comme potentiellement phytotoxique dans la gamme des concentrations mesurées couramment dans l'air ambiant. Dans des conditions de forte intensité lumineuse, il faut que cette substance soit présente pendant deux heures à raison d'environ 6 000 ppb dans l'atmosphère pour endommager des cultures sensibles, comme le haricot, la tomate et le concombre (Taylor et MacLean, 1970). La sensibilité des plantes augmente à mesure que l'intensité de la lumière diminue : on commence à observer des signes de blessures quand celles-ci sont exposées à des concentrations de 2 500 à 3 000 ppb pendant deux heures.

Le dioxyde d'azote peut attaquer les mêmes plantes que l'ozone, mais il pénètre aussi à l'intérieur du tissu foliaire. Toutefois, les symptômes des maladies sont généralement différents dans les deux cas. Bien qu'on ait effectué des recherches limitées à cet égard, on a constaté que l'exposition au dioxyde d'azote (250 ppb) sur une longue période peut réduire la croissance et les rendements (Legge et Crowther, 1987).

Puisque les quantités d'oxyde d'azote dans l'air ambiant atteignent rarement le seuil au-delà duquel il peut se produire des blessures à court terme (Dann, 1989), les travaux récents ont porté principalement sur les effets de mélanges de deux gaz phytotoxiques ou plus. La question des mélanges comprenant du dioxyde d'azote est traitée de façon très détaillée à la section 5.4.2.5.

5.4.2.5 EFFETS COMBINÉS DE L'OZONE ET D'AUTRES POLLUANTS

Comme les végétaux sont rarement exposés à un seul stress à la fois, ont a poussé les recherches au milieu des années 1960 pour soumettre des plantes à l'effet combiné de l'ozone, du dioxyde de soufre, du dioxyde d'azote et, ultérieurement, de pluies et de brouillards acides. Les travaux ont révélé qu'il se produit divers effets (synergiques, antagonistes et additifs) sur nombre de processus touchant la vie végétale. À mesure que les recherches évoluaient dans ce domaine, le rendement des cultures est devenu le paramètre final déterminant l'effet combiné des polluants. Ces dernières années, on a effectué un certain nombre d'essais d'exposition de cultures saisonnières dans des conditions du type de celles considérées dans le programme du NCLAN (Takemoto et al., 1988; Kohut et al., 1987, 1988; Heggestad et al, 1986; Surano et al., 1987; Heagle et al., 1974, 1983; Temple et al., 1987; Kress et al., 1986; Reich et Amundson, 1984). Dans tous les cas, l'exposition à l'ozone combinée à du dioxyde de soufre et à des pluies ou des brouillards acides à des concentrations (mais sans conditions dynamiques) similaires à celles mesurées sur le terrain, loin de sources ponctuelles spécifiques de pollution, n'a pas entraîné d'augmentation des pertes de rendement des cultures supérieure à celle due à la somme des effets de chacun des polluants en présence. Même si les études sur le terrain n'ont pas porté sur toutes les cultures dont on connaît les réactions à l'ozone, l'information recueillie semble écarter la possibilité que l'ozone et ces polluants importants à l'échelle régionale agissent de concert. Torn et al. (1987) et Pearson (1989) traitent plus en détail des incidences que l'action combinée de polluants pourrait avoir sur les cultures au Canada.

5.4.3 INDICATIONS DES EFFETS SUR LA FAUNE TERRESTRE

On a signalé en plusieurs occasions les graves effets de la pollution atmosphérique, notamment la mortalité et la réduction des effectifs, sur la faune terrestre (Schreiber et Newman, 1988). Dans la plupart des cas, cependant, ces effets semblent avoir une portée locale; de plus, ils ne sont généralement pas le fruit du TADPA. L'acidification des sols à l'échelle régionale peut influer sur la distribution d'espèces d'animaux terrestres, telle la Salamandre rayée (Plethodon cinereus), dont l'effectif est fortement réduit là où le pH du sol est de 3,7 ou moins (Wyman et Hawksley-Lescault, 1987). D'autres espèces fauniques terrestres peuvent être touchées au moins de trois façons par le TADPA : par la perte d'habitats, par le changement de l'accessibilité de la nourriture et par suite d'une accumulation chronique de polluants toxiques dans leurs tissus.

Le dépérissement des forêts peut exercer une influence considérable sur la faune qui habite ces milieux. On appréhende que d'importantes réductions du couvert forestier feront baisser l'effectif des espèces d'oiseaux qui y trouvent gîte et nourriture (DesGranges, 1987). En revanche, d'autres espèces aviaires qui trouvent leur nourriture parmi les arbustes, au sol ou dans les arbres morts peuvent voir leur domaine vital s'agrandir (DesGranges, 1987; Goriup, 1989), du moins initialement. On a mené des études au Québec pour vérifier ces prévisions, par rapport au déclin de l'Érable à sucre.

Jusqu'à présent, les résultats obtenus appuient les prévisions, car on a observé une baisse de l'effectif des espèces d'oiseaux arboricoles dans les érablières en voie de dépérissement et la prolifération de celles qui s'alimentent dans les arbustes là où les érables sont sains (DesGranges et al., 1987; Darveau et al., 1989). En outre, les résultats de dénombrements aviaires généraux effectués dans le sud-est du Québec indiquent des tendances similaires (DesGranges, 1987).

Les polluants atmosphériques, dont le SO_2, les acides minéraux et l'ozone, peuvent toucher les populations d'invertébrés fréquentant les forêts et les sols forestiers (Gilbert, 1971; Hagvar et Amundsen, 1981; Coleman et Jones, 1988). À son tour, le phénomène modifiera l'accessibilité de la nourriture pour les oiseaux et d'autres animaux, de façon très comparable à la manière dont l'acidification des eaux a modifié les réserves alimentaires des oiseaux aquatiques (McNicol et al., 1987). Des chercheurs étudient actuellement l'influence du phénomène sur les oiseaux forestiers (Darveau et al., 1989; Gaulin et Mauffette, 1989).

Aux Pays-Bas, où le dépérissement des forêts constitue un problème majeur, on observe chez plusieurs espèces d'oiseaux forestiers une augmentation fulgurante de la proportion d'embryons sans coquille ou d'oeufs dont la coquille est si déficiente que les embryons meurent d'assèchement (Drent et Woldendorp, 1989). Les auteurs attribuent le problème à une carence en calcium résultant ultimement des précipitations acides : celles-ci font diminuer le rapport calcium-aluminium dans le sol, de sorte que les feuilles des arbres et les chenilles dont s'alimentent les oiseaux sont pauvres en calcium. On n'a pas encore signalé de situation comparable au Canada, bien qu'on admette l'existence d'un déficit en calcium dans le régime alimentaire des animaux qui trouvent leur nourriture dans des milieux acidifiés (Scheuhammer, 1990).

Des métaux et d'autres polluants sont transportés sur de longues distances dans l'atmosphère et peuvent s'accumuler dans des animaux habitant des régions isolées. Le cadmium est particulièrement problématique en raison de son potentiel de bioaccumulation et de sa toxicité pour diverses espèces fauniques (Wren, 1987). Plus de 90 % du cadmium atmosphérique est d'origine anthropique (Nriagu, 1980). L'étude de la mousse Sphagnum fuscum sur l'ensemble du territoire canadien a montré que ce métal se dépose en grandes quantités aux environs des fonderies (Glooschenko, 1989). De plus, on mesure de fortes concentrations de cadmium dans des animaux à proximité de sources de pollution industrielle (Kocan et al., 1980; Froslie et al., 1986; Scanlon et al., 1986), en particulier au voisinage de fonderies (Sileo et Beyer, 1985; Crete et al., 1987; Reif et al., 1989). Des données obtenues récemment laissent croire que l'acidification des sols peut faire augmenter les charges de cadmium chez les animaux sauvages, car ceux-ci ingèrent davantage de ce métal dans les sols ainsi que les plantes terrestres et aquatiques (Parker, 1989; Hickie et al., 1989). En Ontario, les quantités de cadmium assimilées par le Cerf de Virginie et l'Orignal tendent à augmenter dans les régions sensibles où les sols sont mal tamponnés et acides (Glooschenko et al., 1988). En poussant l'analyse des données, on a constaté que les concentrations de cadmium chez

l'Orignal sont beaucoup plus élevées dans les bassins hydrographiques caractérisés par un faible pouvoir tampon que dans les autres. Il en va de même pour les plantes fourragères aquatiques qu'affectionne l'Orignal (Hickie et al., 1989). Parker (1989) a observé la même chose dans les excréments du Cerf de Virginie et les plantes dont celui-ci se nourrit. Dans le nord de l'Europe, les concentrations de cadmium mesurées chez les animaux sont en corrélation avec le TADPA (Froslie et al., 1986; Steinnes, 1989).

Les mammifères herbivores accumulent des quantités relativements importantes de cadmium, surtout parce qu'ils consomment des plantes qui absorbent du cadmium primaire (Frank, 1986). L'Orignal, le Cerf de Virginie et le Caribou ont tellement accumulé de ce métal au niveau du foie et des reins qu'on a interdit aux gens de consommer ces organes dans plusieurs provinces du Canada (Crete et al., 1987, 1989; Glooschenko et al., 1988; Wotton et McEachern, 1988; Ecobichon et al., 1988).

Pour vérifier si les habitudes alimentaires aquatiques de l'Orignal entraient en ligne de compte, on a mesuré la quantité de cadmium dans trois espèces de plantes aquatiques (Glooschencho et al., 1988). De plus, le ministère de l'Environnement du Manitoba a aussi mesuré les concentrations de cadmium chez des carnivores pour déterminer si ce métal s'accumulait dans la chaîne alimentaire. Enfin, le ministère de l'Environnement et des Terres de Terre-Neuve a inclus l'étude des effets sur les lagopèdes dans ses travaux à ce chapitre.

D'autres contaminants, comme les substances organochlorées, qui sont transportés dans l'atmosphère s'accumulent dans l'organisme d'animaux de régions isolées, tel l'Arctique canadien (voir, p. ex., Norstrom et Muir, 1988; Norstrom et al., 1988) et chez des oiseaux pélagiques de l'Atlantique Nord (Pearce et al., 1989). Toutefois, leurs concentrations à ces endroits sont généralement beaucoup moins élevées qu'elles le sont dans les zones locales contaminées. Il y a cependant lieu de s'inquiéter quand même, car les quantités de certains contaminants ne semblent pas diminuer avec le temps et la toxicologie de nombre d'entre eux est mal connue.

5.5 MESURES D'INTERVENTION

Vu l'étendue du dépérissement, principalement au Québec, mais aussi dans les provinces Maritimes et en Ontario, on réclame de plus en plus l'adoption de mesures d'intervention. Or, tant qu'on ne connaîtra pas complètement les causes exactes des problèmes et les processus en cause, on ne saura pas vraiment quelles mesures prendre. Pourtant, différentes études du dépérissement de l'Érable à sucre semblent indiquer que des mesures préventives peuvent contribuer à ralentir la progression du mal, au moins dans les peuplements en apparence sains ou légèrement touchés. En outre, des études du bilan nutritionnel d'érablières en voie de déclin suivies d'essais de fertilisation ont conduit des scientifiques à considérer la fertilisation comme un moyen d'améliorer la situation.

5.5.1 MESURES PRÉVENTIVES

Dans une étude portant sur 243 parcelles semi-permanentes au Québec, Gagnon et al. (1985, 1986) ont montré que lorsqu'une érablière subit un important déclin, les conditions de drainage sont généralement extrêmes. Cette étude révèle aussi l'existence d'une corrélation négative entre la surface terrière et l'ampleur du déclin. Ainsi, dans les érablières saines ou légèrement attaquées, la surface terrière moyenne est de 32,7 m^2/ha alors que dans celles qui sont touchées à plus de 50 %, elle est de 15,3 m^2/ha. Des analyses factorielles de 74 variables différentes (écologiques, dendrométriques, pathologiques, climatiques, pédologiques, etc.) ont révélé que seulement 22 de ces variables, la plupart ayant trait à la pathologie et aux caractéristiques des sols, étaient étroitement liées au niveau de dépérissement. En règle générale, les érablières où ce niveau dépasse 50 % se trouvent sur des sols minces et rocheux ou en des endroits où le drainage est inadéquat. Ces érablières se distinguent généralement sur les plans entomologique, pathologique, dendrométrique et pédologique.

Après avoir étudié 11 000 arbres répartis dans 110 parcelles en Ontario, McLaughlin (1987) a conclu que le dépérissement observé dans le centre-sud de la province en 1984 et 1985 était dû à des infestations répétées de chenilles à tente au milieu des années 1970. Il a soutenu en outre que d'autres facteurs, dont le climat, des maladies et l'âge des arbres, ont également joué un rôle et que les pluies acides pouvaient constituer un stress supplémentaire sur l'écosystème forestier.

Bien qu'ils ne s'entendent pas sur l'importance relative de chaque facteur en présence à l'égard du dépérissement des érablières, Gagnon et McLaughlin proposent des mesures préventives similaires (Gagnon et al., 1985, 1986; Gagnon, 1988; McLaughlin, 1987; McLaughlin et al., 1989). Il faudrait gérer en priorité les érablières qui se trouvent à mi-pente ou au bas des pentes, où les sols sont profonds et plus riches qu'ailleurs. Il importe aussi de maintenir la diversité des peuplements quant aux essences et à l'âge des individus et de limiter l'éclaircissement en permettant seulement la suppression des arbres morts ou presque morts. Il faudrait éviter toute ouverture importante dans le couvert. Afin de limiter la compaction du sol, il faudrait empêcher l'accès des érablières

aux animaux ou aux machines. De plus, les acériculteurs devraient éviter d'exploiter leurs arbres à outrance et n'appliquer de l'engrais que si une analyse complète du statut nutritionnel de leur érablière l'autorise.

5.5.2 MESURES D'AMÉLIORATION

Un rapport publié récemment par Hendershot et Jones (1989) présente une excellente analyse des causes possibles du dépérissement des érablières au Québec. Il ressort clairement de ce rapport que, même si la pollution atmosphérique peut agir sur le phénomène, le taux de mortalité le plus élevé n'est observé que dans les peuplements qui ont subi les effets simultanés, au cours des années 1980, d'importantes infestations d'insectes, de conditions climatiques saisonnières extrêmes (gel et sécheresse) et les dépôts humides les plus élevés de SO_2 et de NO_3; ces peuplements se trouvent tous sur des sols pauvres en éléments nutritifs et à des emplacements marginaux et élevés. Les auteurs soulignent que, même si la fertilisation ne permet pas de résoudre le problème, elle pourrait assurer une certaine protection pendant qu'on continue de chercher les causes du dépérissement; un nombre considérable d'essais de fertilisation menés en Europe le confirme (Zottl et Huttl, 1986; Huttl et Wisniewski, 1987). Le déclin des forêts de Sapins argentés (Abies alba, Mil.) et d'Épinettes de Norvège (Picea abies, L. Karst.) en terrain élevé en Europe est étroitement lié, en majeure partie, à des carences en éléments nutritifs au niveau du feuillage. Les processus de développement de ces carences ne sont pas encore bien connus, mais ils pourraient être attribuables au lessivage accéléré de cations d'éléments nutritifs à partir du feuillage ou du sol, à l'accélération de la croissance par suite d'apports atmosphériques d'azote ou à la baisse de l'assimilation d'éléments nutritifs par les racines attaquées par l'aluminium. Les carences spécifiques qui se produisent sont fonction de la nature du sol ou du matériau parental. Le lessivage peut empirer la situation là où les conditions étaient déjà marginales. Le magnésium est particulièrement rare dans de nombreux sols forestiers de l'Allemagne de l'Ouest. Zottl et Huttl (1986) ont montré qu'il existe des carences en calcium, en magnésium et en potassium dans les sols acides dérivés du granite. Ces carences sont dues à d'importants déséquilibres au niveau des cations survenus dans le sol par suite de l'acidification et du lessivage. Le feuillage d'arbres poussant dans certains sols souffre maintenant d'un grave manque de potassium et de magnésium. Dans certaines zones où le sol est calcaire et dont le pH est presque neutre, l'accélération du lessivage peut faire baisser considérablement les concentrations de magnésium ou de potassium par rapport aux quantités de calcium, de sorte que les arbres peuvent avoir de la difficulté à assimiler les deux premiers métaux en quantités suffisantes. Zottl et Huttl (1986) ainsi que Huttl et Wisniewski (1987) ont observé qu'on pouvait régénérer de jeunes forêts de conifères en voie de dépérissement par la fertilisation faisant suite à des analyses diagnostiques du feuillage. Vu le succès de ces expériences et d'autres essais (Pearce, 1986), l'État de Bade-Wurtemburg, en Allemagne de l'Ouest, a décidé de consacrer une centaine de millions de dollars au cours des cinq prochaines années pour l'exécution d'un programme de fertilisation et de replantation. Les épandages d'engrais sont fondés sur des analyses du feuillage et des essais de sols.

Au Québec, des études du bilan nutritionnel d'érablières ont montré qu'il existe une relation entre le dépérissement et des déséquilibres en éléments nutritifs dans les tissus foliaires. Depuis 1984, on observe des carences en potassium (<0,55 %, poids sec) et en phosphore (<0,08 %, poids sec) dans les érablières en voie de dépérissement dans la région des Appalaches (Bernier et Brazeau, 1988a, 1988b; Paré et Bernier, 1988; Hendershot et Lalande, 1988). En 1987, on a aussi décelé des carences en magnésium (de 0,03 à 0,09 %) dans des peuplements en déclin des basses Laurentides (Bernier et Brazeau, 1988c).

Même si l'on ne connaît pas les causes exactes de ces carences en minéraux (Bernier et Brazeau, 1988b), la fertilisation d'érablières en déclin dans la région des Appalaches a contribué à rétablir l'équilibre et a redonner aux arbres leur vigueur (Hendershot et al., 1989). Les opérations de fertilisation menées il y a quatre ans ne constituent probablement pas une solution permanente, mais on continue d'en voir les effets positifs aujourd'hui (1988). Selon toute vraisemblance, les arbres en bonne santé sont plus résistants que les autres.

Des recherches effectuées dans 86 érablières de la Beauce, au sud de Québec, en 1987 ont révélé que le feuillage de plus de la moitié des 860 arbres étudiés avait une teneur en potassium inférieure au seuil critique de 0,55 %. En vue de corriger la situation, on a appliqué cinq engrais de composition différente dans des parcelles de deux hectares dans 79 des 86 érablières étudiées. Les engrais, dont certains contenaient de la chaux, ont été appliqués à différentes doses, de 400 à 700 kg/ha. Trois mois plus tard, les concentrations de potassium, de calcium et de fer dans le feuillage avaient augmenté de 20 % en moyenne. En 1988, la fertilisation a permis de faire passer les concentrations de potassium dans le feuillage de 0,55 à 0,67 %. Globalement, on a observé une amélioration du bilan nutritionnel dans 87 % des parcelles soumises aux traitements (Ouimet et Fortin, 1989a, 1989b). C'est l'application d'un engrais à base de potassium et de dolomite sur des sols acides et d'un engrais à base de potassium (sans dolomite) sur des sols déjà riches en calcium et en magnésium qui a donné les meilleurs résultats. Dans le cadre de la même étude, on a fertilisé 256 autres érablières en 1989.

Ces résultats encourageants ont incité les autorités concernées à mettre en oeuvre récemment un programme permanent de fertilisation. En 1989, le traitement a été appliqué à des forêts sur une superficie de 6 200 hectares en Beauce. Si les résultats sont concluants, on devrait réduire à environ 200 kg/ha la dose d'engrais appliquée dans les érablières en voie de dépérissement au Québec.

En Ontario, des travaux de fertilisation coordonnés par le ministère de l'Environnement ont été entrepris en 1987 à quatre endroits. Selon les résultats, les scientifiques espèrent ainsi formuler des recommandations adaptées aux conditions existant dans cette province. En Nouvelle-Écosse, on poursuit des recherches sur l'utilisation de la chaux pour la lutte contre l'acidification des sols. Les travaux, qui devraient se terminer en

1992, ont également trait aux répercussions de l'acidification des sols sur la qualité des produits de l'érable.

5.6 LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

Dans les sections antérieures du présent rapport, on a décrit comment les polluants atmosphériques peuvent avoir des effets préjudiciables sur les éléments des écosystèmes terrestres. On y fait état des connaissances générales acquises en matière de science et de technologie depuis la publication du dernier rapport du CFPCRS, en 1986. Il est clair que bien que des progrès notables aient été réalisés dans certains domaines, les connaissances dont on dispose sont loin d'être complètes, particulièrement en ce qui a trait à l'interprétation du rôle des polluants atmosphériques dans le dépérissement actuel des forêts canadiennes. Cette situation n'est toutefois pas unique au Canada; le même phénomène se produit en Europe et aux États-Unis.

Une foule de publications scientifiques traitent des interactions de matières polluantes prises isolément avec une vaste gamme d'arbres, de cultures et d'autres espèces vasculaires ou non vasculaires, comme des lichens et des mousses. La majorité des résultats présentés dans ces documents proviennent d'essais en laboratoire où, dans bon nombre de cas, les chercheurs ont tenté de simuler un milieu de croissance ainsi que des concentrations de polluants de façon à se rapprocher le plus possible de la réalité. En outre, de nombreux documents examinent de façon détaillée la réaction des sols à l'acidification. Ces études ont été faites tant en laboratoire, au moyen de profils de sol intacts recueillis dans la nature même, que sur le terrain, au moyen de techniques d'irrigation. On a aussi notablement approfondi les connaissances dont on dispose sur la façon dont les couverts forestiers et les sols modifient l'acidité des précipitations et comment ce phénomène peut, à son tour, influer sur la qualité des terres et la chimie des cours d'eau.

Au Canada, deux types de forêt sont atteints de dépérissement depuis le début des années 1980. Bien qu'on puisse supposer, d'après des signes indirects, que les polluants atmosphériques interviennent dans ce phénomène, on n'a pas encore déterminé le rôle précis qu'ils jouaient à cet égard. Ce fait reflète bien l'état actuel des connaissances scientifiques et technologiques au sujet des répercussions des polluants atmosphériques sur les écosystèmes terrestres. Dans de nombreux domaines, des points d'importance demeurent obscurs. Par exemple, beaucoup de controverses ont été soulevées au sujet de l'applicabilité dans la nature ou sur le terrain des données recueillies en laboratoire quant aux doses-réactions. La réaction d'un semis à un polluant donné est-elle nécessairement celle que l'on pourrait s'attendre à observer chez un arbre ayant atteint la maturité? La réaction d'une branche à un traitement gazeux représente-t-elle celle de l'arbre dans son ensemble? Comment peut-on appliquer des données au sujet d'un seul arbre à un peuplement ou même à un écosystème? Le lessivage des éléments nutritifs, comme le calcium et le magnésium, causé par les précipitations acides réduira-t-il la productivité d'une parcelle au bout d'une rotation culturale ou d'une succession de rotations? Quels sont les meilleurs indicateurs de la sensibilité des sols, en ce qui a trait aux effets sur l'état et la productivité des forêts? Les mêmes critères

peuvent-ils être utilisés pour les charges de polluants atmosphériques et les cycles biochimiques, et peuvent-ils servir à fixer des objectifs et à établir des charges limites pour les sols canadiens? Il ne s'agit là que de quelques-unes des nombreuses questions auxquelles il faut répondre afin de mieux comprendre les conséquences des interactions entre les polluants atmosphériques et les écosystèmes terrestres. Dans le cadre d'un programme mis en oeuvre en Alberta visant à évaluer les effets potentiels du TADPA sur les forêts, Mayo (1987) a effectué une analyse plus complète des besoins de recherche en la matière.

À l'évidence, au Canada, d'importantes ressources terrestres sont compromises par la pollution atmosphérique, tant sur le plan de leur étendue que de leur valeur économique. Les renseignements dont on dispose comportent encore de nombreuses lacunes qui peuvent entraver tout autant l'interprétation des données que les possibilités de prévision. Les pages qui suivent énumèrent les besoins les plus pressants, mais la liste est loin d'être exhaustive. Ces lacunes sont précisées dans les réponses aux deux questions générales posées par le CSPCRS au Sous-groupe d'étude des effets terrestres, sur lesquelles repose le présent document. Les réponses aux quatre questions précises du CSPCRS sont également données ci-dessous.

I Quels niveaux les dépôts acides humides et les concentrations d'ozone et des polluants qui leur sont associés peuvent-ils atteindre sans perturber les milieux terrestres de façon significative?

Dans le cas des forêts, il est impossible, pour l'instant, de répondre de façon non équivoque à cette question. À l'heure actuelle, au Canada, des concentrations de sulfate excédant 20 kg/ha/an se déposent par voie humide sur quelque 15 millions d'hectares de forêts commerciales productives. De plus, on sait à présent que les zones forestières situées le long de la côte de la Baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick, le long du rivage du Lac Supérieur, en Ontario, et à plusieurs emplacements en altitude au Québec sont soumises à une acidification se présentant sous forme de nuages et de brouillard. En dépit du fait que des expériences de simulation aient démontré que des pluies dont le pH est inférieur à 4,2 pouvaient potentiellement avoir des effets nuisibles sur les espèces végétatives vulnérables, aucune concentration limite ou seuil n'a encore été établi en ce qui concerne l'exposition des écosystèmes forestiers canadiens au SO_4, au NO_3 ou à tout autre mesure ou élément d'acidité.

En ce qui concerne les cultures, les recherches scientifiques menées à ce jour n'ont pas encore permis de dévoiler une détérioration mesurable ou constante du rendement directement attribuable à l'acidité des précipitations dans le milieu. Même si dans de nombreuses régions rurales du Canada et des États-Unis, l'acidité des précipitations égale ou excède les seuils expérimentaux en ce qui a trait à la détérioration foliaire et les fonctions de reproduction, la majorité des projets de recherche sur les cultures ont actuellement pris fin. En outre, et ce qui aggrave la situation, la plupart des essais sur

le terrain n'ont été effectués qu'avec quelques espèces cultivées et un nombre encore plus limité de cultivars des espèces sélectionnées.

Par ailleurs, des dégâts foliaires et, dans certains cas, des réductions du rendement de plusieurs cultures dus à l'ozone ont été observés dans de nombreuses régions du Canada, dont le Nouveau-Brunswick, le sud du Québec, le sud de l'Ontario et des parties de la Colombie-Britannique. On procède actuellement à une analyse rétrospective poussée de la majorité des recherches faites en milieu contrôlé sur le terrain quant à l'exposition-réaction aux États-Unis (NCLAN), afin de trouver un meilleur indice d'exposition permettant d'établir un lien avec la réaction des cultures. Toutefois, il est indéniable que les concentrations actuelles d'ozone dans l'air, qui excèdent régulièrement l'objectif canadien (82 ppb - 1 heure) dans de nombreuses régions du Canada, entraînent, tous les ans, des pertes de rendement/qualité/productivité de cultures dont la valeur est évaluée à des millions de dollars. Les efforts déployés actuellement aux États-Unis et au Canada pour réévaluer la réaction des plantes aux profils saisonniers d'ozone atmosphérique et pour établir un indice d'exposition plus représentatif devraient aboutir à des estimations beaucoup plus exactes en ce qui concerne les effets sur les cultures et les zones suscitant des préoccupations ainsi qu'à la constitution d'une base beaucoup plus sûre sur laquelle faire reposer l'établissement de normes relatives à la teneur en ozone de l'air, destinées à protéger le milieu terrestre.

L'établissement des cartes de la sensibilité des sols forestiers et agricoles aux dépôts acides a considérablement progressé. Quelque 46 % de la superficie des terres canadiennes cartographiées à ce jour présentent une forte vulnérabilité, 21 % une vulnérabilité moyenne et 23 % une faible vulnérabilité. Bien que l'on ait à présent accès aux cartes initiales de la sensibilité des milieux terrestres, il n'existe aucune donnée permettant de déterminer les charges limites ou les seuils en ce qui concerne les sols potentiellement menacés. On a aussi poussé les études au sujet des liens qui existent entre les processus d'acidification du sol et les effets potentiels sur la foresterie au Canada. Même si l'on comprend beaucoup mieux comment l'acidification influe sur les concentrations d'éléments nutritifs du sol, leur équilibre et les échanges entre les écosystèmes terrestres et aquatiques, il n'existe aucun signe concluant permettant de déterminer si ces perturbations constituent une cause directe ou indirecte du déclin des forêts ou un facteur favorisant ce dépérissement.

On comprend la réaction de nombreuses espèces de plantes à des polluants donnés au bout d'une courte période d'exposition en laboratoire, mais on ne sait pas dans quelle mesure ces données peuvent être appliquées sur le terrain. En conséquence, on ne peut qu'affirmer que, dans la majorité des cas, les concentrations seuils des polluants provoquant des réactions chez les plantes ont potentiellement des effets sur le terrain. On constate, premièrement, qu'il y a un besoin urgent d'amorcer des recherches du type exposition-réaction sur le terrain pour déterminer les charges limites dans le milieu terrestre de chaque type de polluants issue du TADPA. Entre autres, il faudrait comparer les réactions des jeunes feuilles et de celles ayant terminé leur développement ainsi que

les réactions des semis et de celles des arbres. Deuxièmement, les expériences doivent être effectuées avec des mélanges de polluants, qui se déposent tant par voie humide que par voie sèche. Troisièmement, au cours des épreuves, il faut tenir compte d'autres types d'agression, comme les sécheresses et la dessication hivernale, lesquelles jouent également un rôle dans le déclin actuel des forêts. Quatrièmement, il faut envisager la possibilité que l'exposition à la pollution accroît la vulnérabilité de la végétation aux agents pathogènes et aux insectes et étudier le rôle des agents abiotiques comme le gel et l'humidité du sol.

Des essais récents effectués sur le terrain avec des engrais ont révélé que des mesures correctives peuvent atténuer les symptômes du déclin. Ces essais devraient être prolongés pendant un certain nombre d'années et tenir compte de divers milieux terrestres où les conditions diffèrent. On devrait procéder à des expériences factorielles en laboratoire et sur le terrain avec plusieurs éléments afin d'étudier les besoins nutritifs des espèces, car on a constaté que des carences en macro-éléments et en micro-éléments contribuent aux déclins actuels des forêts.

En ce qui concerne les cultures, où l'on a mis fin à la majorité des projets de recherche en raison de l'absence généralisée de signes de détérioration entraînés par les dépôts acides humides actuels, il sera difficile de justifier l'obtention de fonds supplémentaires. Toutefois, il faut souligner le fait que les bases de données actuelles comportent de nombreuses lacunes. Par exemple, pour la grande majorité des cultures ou cultivars canadiens, les connaissances au sujet des effets directs sur le feuillage, abstraction faite des interactions avec d'autres facteurs d'agression biotiques et abiotiques auxquels sont exposées les cultures, sont fort limitées. Une analyse de certains besoins plus précis en matière de recherche fait l'objet de l'ouvrage de Torn et al. (1987). Bien que les recherches sur lesquelles repose cette analyse aient été réalisées en Alberta, elles traduisent les lacunes dans les connaissances et les besoins en matière de recherche pour toutes les cultures canadiennes.

En matière de polluants à l'état gazeux, il faut pousser les recherches sur la réaction des cultures et des plantes annuelles aux concentrations de tous les types de polluants atmosphériques transportés sur de longues distances, notamment l'ozone. La plupart des données obtenues sur le terrain dont on dispose à l'heure actuelle au sujet de la réaction des cultures proviennent de recherches du type effectué par le NCLAN, qui utilise un indice moyen saisonnier établi pour 7 ou 12 heures. Toutefois, une analyse rétrospective de ces données expérimentales assez importantes révèle qu'il faudrait réévaluer les paramètres d'exposition pour tenir compte des effets cumulatifs et épisodiques de l'ozone pendant toute la saison de croissance. Pour ce faire, il faudrait effectuer des recherches supplémentaires sur le terrain dans des conditions de croissance caractéristiques des zones agricoles canadiennes. Les recherches sur les cultures agricoles devraient d'abord porter sur celles qui revêtent plus d'importance sur le plan économique ainsi que sur celles pour lesquelles il existe des données

comparatives provenant d'études du type effectué par le NCLAN. Cependant, pour de nombreuses cultures, les données au sujet de leur réaction à l'ozone sont incomplètes, voire inexistantes, et il faudrait aussi les étudier prioritairement si l'on veut réaliser une évaluation exacte et complète des effets de cet élément. Par exemple, aucune étude n'a été faite à ce jour en ce qui a trait aux effets de l'ozone sur l'industrie des cultures de serre au Canada.

Torn et al. (1987) précisent également d'autres besoins en matière de recherche applicables à toutes les provinces canadiennes.

Il sera encore plus difficile d'étudier la réaction des espèces d'arbres et des peuplements forestiers aux concentrations d'ozone. Comme on a pu aussi l'observer chez les cultures agricoles, la croissance des arbres peut être entravée sans que ceux-ci présentent de symptômes visibles; en outre, des symptômes peuvent se manifester même si la croissance n'est pas entravée, de sorte qu'il n'existe pas toujours une corrélation entre les déterminations de la vulnérabilité des espèces en fonction des mesures de croissance et les classements faits au moyen des symptômes foliaires. Cette dernière découverte est capitale, car le fait que la croissance des arbres ne soit pas entravée même si leur capacité photosynthétique est réduite traduit peut-être des compensations en ce qui a trait à la répartition du carbone et la respiration. Il faut également tenir compte de la possibilité que de légères réductions de la croissance puissent passer inaperçues compte tenu de la variabilité expérimentale et d'un contrôle inadéquat des erreurs.

Dans son étude des effets de l'ozone sur les arbres, Pye (1988) a résumé les facteurs qui limitent l'extrapolation des données relatives aux réactions à des expositions à court terme à un plus long cycle de croissance, aux arbres ayant atteint leur maturité et, par la suite, au rendement des peuplements. Ces difficultés qui, de fait, traduisent des besoins en matière de recherche, sont présentées brièvement ci-dessous:

Détermination des effets de l'exposition à long terme par extrapolation des effets de l'exposition à court terme

- étant donné que la réaction des arbres à l'ozone et leur possibilité de récupération varient en fonction du temps, la durée et le moment de l'exposition et de la collecte ultérieure de données peuvent influer de façon significative sur les résultats et les conclusions des expériences;

- étant donné que la phénologie des feuilles diffère de façon marquée chez les arbres dont la croissance est déterminée et chez ceux où celle-ci est indéterminée, les effets d'une courte exposition à l'ozone varieront selon l'espèce et le moment d'exposition;

- étant donné que les conifères conservent leurs épines pendant beaucoup plus d'un an, les effets de l'exposition à court terme à l'ozone pendant une partie seulement de cette période seront peu utiles pour évaluer les effets possibles pendant toute la durée de vie des épines.

Détermination des effets sur les arbres ayant atteint leur maturité par extrapolation des effets sur les semis

- étant donné que l'équilibre (rapport) entre les principaux tissus assurant la photosynthèse (métabolisme) et ceux assurant la respiration (catabolisme) diminue avec les années, les effets de l'ozone sur les semis ne correspondent peut-être pas à ceux que l'on peut observer pendant un stade ultérieur de croissance;

- étant donné que le microenvironnement dans lequel une feuille se développe influe sur sa morphologie, se traduisant par d'importantes différences dans un même couvert forestier d'un peuplement mûr, les effets de l'ozone sur une série uniforme de types de feuilles de semis ne correspondent peut-être pas à la gamme complète de réactions du feuillage chez des arbres ayant atteint la maturité;

- le transport et le stockage de l'eau et des éléments nutritifs diffèrent chez les jeunes arbres et les arbres âgés en raison de l'accroissement du cambium; ce phénomène peut influer sur les modèles quotidiens et saisonniers de conductance stomatique ainsi que sur l'assimilation et les effets de l'ozone.

Détermination des effets sur des peuplements forestiers par extrapolation des effets sur les arbres seuls

- étant donné que la répartition de la taille des arbres dans un peuplement influe directement sur la valeur de celui-ci et que les concentrations d'ozone peuvent se répercuter directement ou indirectement sur cette répartition, le volume du peuplement pourrait devenir disproportionné avec la répartition en fonction de la taille; il importe donc de savoir si les processus propres aux peuplements compenseront ou amplifieront les effets sur les arbres pris isolément;

- étant donné que la vulnérabilité des arbres dominants et étouffés envers l'ozone dans un peuplement varie en fonction de toute une gamme de facteurs phénotypiques et génotypiques, pour évaluer les effets de l'ozone sur un peuplement, il faut mieux comprendre la dynamique de celui-ci, son microclimat, sa composition génétique et la qualité de l'emplacement que ne le permettent les résultats des expériences avec des semis.

Bien qu'on ait certaines données à long terme recueillies au moyen d'analyses de colonnes de sol, il faut pousser les études concernant la capacité tampon des sols forestiers et le cycle des éléments dans ceux-ci. D'excellentes recherches ont déjà été

effectuées au sujet de ces processus. Il faudrait également connaître les effets potentiels de l'altération des minéraux sur les sols canadiens afin de fixer des objectifs cibles appropriés pour les sulfates et les nitrates. À l'heure actuelle, on est loin d'être en mesure d'établir des charges cibles et des limites de ce type pour les écosystèmes forestiers.

Il existe d'importantes lacunes dans les connaissances au sujet des dépôts acides sur de vastes étendues de la mosaïque terrestre canadienne, notamment les terres humides, la tundra et les prairies, ainsi qu'en ce qui concerne leurs réactions potentielles ou réelles. Les terres humides ont servi couramment de bio-indicateurs.

La question des sources/puits de pollution constitue une inconnue prédominante en ce qui a trait aux forêts. C'est-à-dire, dans quelle mesure la forêt proprement dite contribue-t-elle indirectement aux concentrations d'ozone par l'émission naturelle de précurseurs dans l'ozone troposphérique, comme des émissions de carbone organique volatil. Il faudrait également étudier comment les sols et la végétation peuvent constituer des puits de polluants.

Il faudrait s'intéresser beaucoup plus à l'azote atmosphérique et à ses effets potentiels sur les écosystèmes terrestres. La CEE a convenu de charges cibles pour le NO_3, mais les données scientifiques n'appuieront peut-être pas ces valeurs. Les nitrates en excès auront-ils un effet fertilisant à long terme, ou perturberont-ils les cycles des éléments nutritifs et la survie hiémale.

II Quels effets positifs les scénarios canadiens ou américains de réduction des émissions devraient-ils avoir sur les milieux terrestres?

Afin d'être en mesure de répondre à cette question, il faut comprendre à fond tous les éléments de la question I. Comme cela n'est pas encore le cas, il faudra procéder à une surveillance intégrée continue à long terme des écosystèmes qui ont fait l'objet d'évaluations approfondies avant et après la mise en oeuvre de programmes de réduction des émissions. À l'heure actuelle, des estimations obtenues au moyen de modèles atmosphériques ne sont accessibles que pour les dépôts humides de SO_4. En tenant compte des programmes de lutte contre le SO_2 du Canada et de ceux dont la mise en oeuvre est prévue aux États-Unis, on s'attend à ce que les dépôts de SO_4 dans les bassins versants où l'on étudie le TADPA, dans les régions d'Algoma (Ontario), de Dorset (Ontario), de Montmorency (Québec) et de Kekimkujik (Nouvelle-Écosse), diminuent respectivement de 27 %, 42 %, 32 % et 22 % d'ici l'an 2000, par rapport aux valeurs recueillies en 1980.

On ne sait pas encore si des réductions des charges de cette importance pourront se produire à la surface des terres à court ou à moyen terme. Bien que certains tests biochimiques/nutritionnels de diagnostic précoce aient donné de bons résultats pour certains types de pollution et qu'on ait réalisé des progrès d'envergure en ce qui a trait

aux repérages des agressions sur les forêts au moyen de la télédétection, ces approches seront-elles suffisamment sensibles pour permettre une distinction adéquate entre les effets dus aux polluants atmosphériques et ceux entraînés par d'autres facteurs d'agression? La série de données recueillies dans la forêt expérimentale d'Hubbard Brook, au New Hampshire, constitue peut-être le relevé chronologique le plus long au sujet des dépôts atmosphériques et des flux d'éléments dans un écosystème terrestre. On y a surveillé pendant plus de 25 ans (1963-1988) les dépôts de sulfate, le flux de cet élément dans la forêt de feuillus et son exportation par l'intermédiaire des cours d'eau de la forêt. Pendant cette période, les émissions de SO_2 ont atteint leur maximum en 1970, puis ont diminué et ont continué de le faire jusqu'à ce jour. La chimie des eaux des cours d'eau traduit une diminution à long terme des dépôts bruts de SO_4. Toutefois, le pH de ces eaux n'a pas changé par suite des charges de sulfate, mais plutôt en raison d'une diminution parallèle des dépôts de cations basiques. La diminution des dépôts de SO_4 n'a pas encore été corrélée avec aucun changement mesurable des fonctions de l'écosystème.

Il faudra combler au moins certaines des lacunes dans les connaissances mentionnées ci-dessus pour répondre à la question II. Avant de déterminer les mesures correctives qui doivent être prises, il faudra mieux comprendre la dynamique et l'ampleur de la contribution des polluants atmosphériques aux déclins actuels des forêts et aux pertes de cultures.

Il est aussi indéniablement indispensable de disposer d'un réseau de biosurveillance exhaustif et intégré, qui permettra de déterminer les conditions de fonds en ce qui a trait aux sols, à la végétation et à la faune, de déceler les réactions au cours des ans et d'établir une relation entre celles-ci et les changements observés de la qualité de l'air. Un tel réseau de biosurveillance devrait exister pour tous les types d'écosystème, indépendamment de leur état ou leur santé actuel. Si l'on pouvait intégrer ces réseaux de surveillance aux programmes internationaux actuels, toutes les parties pourraient alors plus facilement appuyer, si besoin est, des mesures de lutte appropriées, peu importe à quel point elles favorisent elles-mêmes le problème au départ.

À ce jour, on a réussi à mettre au point des modèles qui permettent d'estimer comment les réductions des émissions (si, bien sûr, ces baisses se traduisent par une diminution des dépôts) se répercuteront sur les cycles des éléments à divers endroits dans des écosystèmes forestiers. Cependant, il faudra pousser considérablement les essais afin de vérifier dans quelle mesure ces modèles axés sur le site pourront être appliqués par extrapolation à une région ou à un type de forêt donné. De surcroît, on ne connaît pas encore l'importance réelle des dépôts secs, et de nombreuses études devront être réalisées afin de déterminer quels sont les taux de dépôts secs sur les couverts forestiers et d'établir une distinction entre les dépôts secs et humides dans les eaux de lessivage.

On a pu obtenir les estimations actuelles des pertes de cultures liées à l'ozone en Ontario grâce à la mise en oeuvre d'un programme de surveillance exhaustive des polluants,

visant, entre autres, des emplacements situés dans des régions rurales. Toutefois, les données concernant les valeurs régionales des substances polluantes dans la majeure partie du Canada sont loin d'être complètes. Celles dont on dispose proviennent souvent d'appareils de surveillance installés dans des zones tellement éloignées et à des endroits tellement impropres (villes), qu'il est impossible de les appliquer, par extrapolation, aux milieux agricoles, aux forêts ou aux terres humides. En conséquence, on ne pourra établir un lien entre l'amélioration de l'état des éléments terrestres de l'environnement canadien et les réductions des émissions que si l'on parvient à assurer une surveillance adéquate des polluants suscitant des préoccupations.

Les effets des pluies acides et d'autres formes de pollution comme les métaux lourds sur la faune terrestre constituent un autre domaine où des recherches s'imposent incontestablement. Non seulement les incidences sur la faune ne cesseront-elles d'augmenter, mais elles seront difficiles à déceler et il faudra, dès que les premiers indices se manifesteront, mener des recherches sur l'importance et l'évolution des changements de population et de la vigueur des espèces qui devraient être provoquées par la modification des habitats.

Certains renseignements ont été recueillis au sujet des répercussions des polluants à l'état gazeux et de l'acidification sur le biote des sols forestiers, mais une tâche d'envergure demeure, celle d'identifier les taxons invertébrés vulnérables et les effets de leurs pertes sur le reste de la communauté biotique. Il importe aussi de rassembler des données supplémentaires portant sur les effets sur la qualité des proies auxquelles ont accès les animaux terrestres, dont les changements à long terme de leur valeur nutritive et de l'accumulation de métaux et peut-être d'autres contaminants chez ces organismes.

III Quel est le risque que les dépôts acides humides, l'ozone et les polluants que leur sont associés endommagent les forêts?

Régions forestières les plus susceptibles d'être touchées

D'après les résultats des programmes de surveillance de la qualité de l'air et des précipitations, les forêts canadiennes risquent d'être endommagées par la pollution atmosphérique. Celle-ci constitue actuellement une cause directe ou indirecte du dépérissement de deux espèces d'arbres, notamment l'Érable à sucre au Québec et en Ontario et le Bouleau à papier au Nouveau-Brunswick. Ces deux zones sont victimes d'épisodes de concentrations relativement élevées d'ozone et de charges modérées à élevées de dépôts humides de SO_4. Dans les peuplements d'Érables à sucre, depuis les années 1960, les sols ont subi des pertes de plusieurs éléments nutritifs clés qui ont abouti à de véritables carences. Même si, dans ni l'un ni l'autre des cas, on n'a pu établir avec certitude aucun rapport de cause à effet, un nombre croissant d'observations scientifiques permet de supposer que la chimie du sol est un facteur qui joue un rôle capital à cet égard.

À l'heure actuelle, les données ne sont pas suffisamment complètes pour permettre de prévoir avec exactitude les dommages qui risquent de se produire dans d'autres régions potentiellement en péril. Même si, en général, les feuillus sont jugés moins sensibles aux dépôts acides que les conifères au stade de semis, on ne peut appliquer ces données par extrapolation à des arbres ayant atteint la maturité, à des peuplements ou à des écosystèmes. Il faut également tenir compte du fait que les dépôts acides influent directement sur la croissance et la vigueur des lichens et des mousses, ce qui pourrait avoir de graves conséquences, car ces espèces jouent un rôle écologique crucial dans les écosystèmes des régions boréales, arctiques et subarctiques, où elles constituent une importante source d'alimentation pour les ongulés en hiver, elles influent sur les bilans hydriques et d'éléments nutritifs (cycles et emmagasinage) par le paillage qu'elles offrent et elles améliorent le bilan d'azote dans les sols subarctiques.

Au cours d'essais d'exposition en laboratoire et en milieux contrôlés sur le terrain, on a observé que l'ozone entrave la croissance des arbres et est nuisible pour leur physiologie et leur biochimie quand ses concentrations sont similaires à celles relevées dans certaines zones forestières du Canada. Cependant, tant et aussi longtemps qu'on n'aura pas assuré une surveillance à plus long terme dans toutes les régions forestières canadiennes et qu'on n'aura pas établi des rapports plus précis entre l'exposition et les réactions chez les arbres ayant atteint la maturité et les peuplements forestiers, aucune quantificatio. scientifique des risques ne pourra être réalisée.

Compte tenu de cette situation, pour l'instant, il faut considérer que les forêts les plus menacées sont celles situées dans les zones soumises aux plus importants dépôts de SO_4 et de NO_3 et où les concentrations d'ozone excèdent le plus fréquemment l'objectif canadien d'une heure. Parmi les dix principales régions forestières du Canada, cela engloberait la région forestière de la Côte (Lower Mainland, C.-B.), la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent (sud-est de l'Ontario et sud du Québec) et des parties de la forêt acadienne (côte de la baie de Fundy, sud-ouest de la N.-É.). Dans les deux dernières régions, les forêts dépérissent depuis le début des années 1980. Des données dendrochronologiques préliminaires au sujet des Érables à sucre en Ontario révèlent que la croissance de ces arbres a notablement diminué tant dans les forêts en déclin que dans celles où les arbres paraissent en santé extérieurement, dans les régions les plus touchées par le TADPA. En outre, les forêts situées en altitude (Mont-Tremblant au Québec), qui sont déjà victimes d'importantes agressions climatiques et édaphiques, devraient être classées parmi les forêts menacées.

Ampleur possible des effets

En raison des concentrations actuelles de polluants atmosphériques, il est impossible de prévoir avec certitude l'importance des répercussions sur les forêts. Exception faite des zones à proximité de sources ponctuelles de forte pollution, les polluants atmosphériques ne constituent que l'un des nombreux facteurs d'agression influant simultanément sur les forêts. Il peut être impossible de déceler des réductions de quelques pourcents du

rendement au moyen des méthodes statistiques et expérimentales actuelles et il peut être fort difficile de lier ces pertes à une seule cause (par exemple, la pollution atmosphérique) comme on s'en est rendu compte pendant les expériences réalisées en Europe et en Scandinavie.

Ampleur des pertes économiques

On n'a pas encore déterminé l'ampleur des pertes économiques étant donné qu'on ne connaît pas le rôle que joue la pollution atmosphérique dans le déclin actuel des forêts en général ni si elle y constitue un facteur d'agression entraînant des effets multiples. On ne pourra pas élucider ces questions dans un avenir proche, car elles requièrent des études expérimentales plus longues et mieux intégrées, destinées à préciser la dynamique des rapports exposition-réaction pendant toute la durée de vie d'un arbre et d'un peuplement forestier.

Des objectifs ambitieux ont été fixés pour l'industrie forestière, dont un accroissement de 40 % de la productivité d'ici l'an 2000. Pour une industrie qui a contribué quelque 35 milliards de dollars (valeur du dollar de 1987) d'expéditions, une perte annuelle de rendement de 1 ou 2 % pourrait avoir des conséquences d'envergure si elle se produisait dans les forêts les plus facilement accessibles et de grandes valeurs.

IV Quel rôle les dépôts acides humides, l'ozone et les polluants qui leur sont associés jouent-ils dans le déclin des peuplements de feuillus?

Conséquences économiques du déclin des peuplements d'Érables à sucre

En Amérique du Nord, les érablières constituent la source de revenu unique ou partielle de quelque 15 000 producteurs de sirop d'érable. Environ 70 % de la production mondiale de sirop d'érable peuvent être attribués au Québec à lui seul. Dans la région des Appalaches, au Québec, le pourcentage d'arbres échantillonnés qui ont été classés dans la catégorie des arbres subissant un grave dépérissement est passé de 21 % en 1984 à 30 % en 1988. Bien que certains producteurs aient dû abandonner leur exploitation à cause de la forte mortalité des arbres, les revenus totaux de l'industrie n'ont pas diminué par suite du dépérissement.

Méthodes permettant d'atténuer le déclin des Érables à sucre

On ne peut recommander des méthodes de lutte ou d'amélioration qu'une fois qu'on a cerné les causes du déclin. À l'heure actuelle, les conclusions des études établissent que le dépérissement des peuplements d'érables à sucre est causé par une conjugaison de facteurs, tant naturels que d'origine anthropique. Les plus importantes mortalités d'érables à sucre ont été relevées dans des zones caractérisées par de graves infestations dans le passé, des conditions climatiques extrêmes saisonnières, de faibles

réserves d'éléments nutritifs dans le sol, de fortes teneurs en ozone et d'importants dépôts humides de SO_4 et de NO_3.

Il y a un besoin urgent de combiner tant des recherches visant à déterminer les rôles que joue chacun de ces facteurs d'agression que des études de base portant sur la gestion des peuplements d'Érables à sucre. Entre temps, pendant que l'on tente de trouver des solutions, l'application d'engrais semble constituer une technique prometteuse pour diminuer les symptômes du dépérissement. En outre, ces recherches pourraient peut-être permettre d'élucider certaines des relations de causalité les plus complexes entre la chimie des sols et l'état des racines des arbres au moyen des modèles factoriels des traitements visant à accroître la fertilité du sol qui sont en cours d'évaluation.

V Quel est le risque que les dépôts acides humides, l'ozone et les polluants qui leur sont associés réduisent la production agricole?

Cultures et régions touchées

Comme il est précisé dans la réponse à la question I, aucune réduction mesurable ou constante du rendement n'a encore pu être attribuée aux effets directs du degré d'acidité des précipitations dans le milieu naturel. En conséquence, étant donné qu'uniquement quelques types de cultures et un nombre encore plus restreint de cultivars ont été évalués dans des conditions d'exclusion, en milieu naturel, on conclut que pour l'instant, les degrés actuels d'acidité des eaux de pluie ne représentent aucun risque mesurable pour la production agricole au Canada.

C'est ce que l'on soutiendra tant et aussi longtemps que l'on n'aura effectué des recherches sur d'autres cultures potentiellement vulnérables et qu'on n'aura établi des liens plus solides afin de déterminer la pertinence des résultats des études antérieures d'exposition en milieu contrôlé (c'est-à-dire, serres/chambres de croissance) par rapport aux conditions réelles sur le terrain. Ces groupes de données expérimentales mettent inévitablement en évidence le risque que les degrés d'acidité supérieurs ou égaux aux valeurs fréquemment relevées dans de nombreuses régions de l'est du Canada aient des effets nuisibles.

Dans le cas de l'ozone, on a acquis considérablement plus de connaissances au sujet de la relation de causabilité qui existe entre les concentrations de cet élément et les signes de détérioration des cultures et la réduction de leur rendement. Cependant, sauf en Ontario, en Alberta et en Colombie-Britannique, aucune étude à l'échelle de la province n'a été effectuée afin de déterminer quels sont les risques de réduction du rendement des cultures menacées. Toutefois, plusieurs programmes de biosurveillance ont permis d'observer les blessures foliaires chez un certain nombre de cultures vulnérables au Nouveau-Brunswick (pommes de terre), au Québec (haricots secs, fèves de soja, tabac), en Ontario (haricots secs, fèves de soja, pommes de terre, tomates,

oignons, tabac, concombres, raisins, arachides) et en Colombie-Britannique (pois, pommes de terre). Même si aucune de ces études ne visait à déterminer le seuil d'exposition provoquant des dégâts foliaires, dans tous les cas, les dommages ont été observés à des endroits où les mesures horaires des concentrations d'ozone excédaient l'objectif canadien à un moment donné pendant la saison de croissance.

Ampleur des pertes économiques

Bien qu'on ne dispose d'aucune estimation de l'ampleur des effets de l'ozone sur de vastes superficies du Canada, l'amélioration de la qualité de l'air offre des avantages économiques potentiels significatifs. Au Canada, les ventes totales annuelles de cultures et de plantes d'ornementation s'élèvent à environ 8,9 milliards de dollars. Sur ce chiffre total, environ 2,9 milliards de dollars (33 %) proviennent des quatre provinces où des dommages foliaires ou des effets sur le rendement ont été signalés.

En Ontario, les estimations de la valeur de l'accroissement de la productivité des cultures et des plantes d'ornementation que peut traduire le respect de l'objectif d'une heure (relation : moyenne saisonnière/mesure horaire de l'ozone) s'élevait à 70 millions de dollars par an, ce qui représente jusqu'à 4 % environ du total de 1,9 milliard de dollars provenant de la vente des cultures dans cette province. Voici les cultures qui, d'après les études, sont les plus menacées : haricots secs, pommes de terre, oignons, foin, navets, blés d'hiver, fèves de soja, épinards, haricots verts, tabac jaune, tomates et maïs sucré. Les cultures très légèrement menacées sont les suivantes : concombres, courges, citrouilles, melons, raisins, tabac de type Burley et betteraves).

Ces estimations sont basées sur une étude des documents publiés en Amérique du Nord portant sur l'exposition à l'ozone des cultures en milieu naturel pendant toute une saison. Cette étude englobait les résultats du NCLAN, mais ne s'y restreignait pas. De nombreuses études consultées avaient été réalisées en Ontario, prévoyaient des moyens de protection chimique et englobaient une vaste gamme de profils d'ozone correspondant à la totalité de la saison de croissance.

En Alberta, une étude des effets potentiels de l'ozone, reposant sur une base de données de surveillance de l'ozone incomplète, n'a permis de révéler aucun risque identifiable.

Des fumigations à l'air libre ont été faites en Colombie-Britannique. Bien que les résultats n'aient pas encore été publiés, ils révèlent néanmoins qu'il se produit probablement d'importantes pertes de rendement chez les cultures vulnérables dans certaines parties de cette province. Ces données appuient une estimation préliminaire des incidences de l'ozone dans la vallée du Fraser, selon laquelle les dommages annuels pouvaient s'élever à environ 9 millions de dollars. De nouveau, le manque de données de surveillance de l'ozone en milieu rural a limité l'utilisation de ces résultats de recherches axées sur le site.

VI Quel est le risque que les dépôts acides humides, l'ozone et les polluants qui leur sont associés perturbent la faune terrestre?

Il est encore plus difficile de faire des prévisions en ce qui a trait au risque que des polluants atmosphériques perturbent la faune que de prévoir le risque que ceux-ci aient des effets néfastes sur les forêts ou les cultures. La faune risque d'être perturbée indirectement à long terme compte tenu de la détérioration des habitats ou de la qualité des aliments qui lui sont accessibles.

On sait que la défoliation due aux dépérissements des forêts nuit aux populations d'oiseaux, tandis que certains macroinvertébrés et amphibiens terrestres sont sensibles au pH du sol. En outre, l'acidification du sol peut entraîner une carence en calcium chez les oiseaux fréquentant les forêts, du moins dans les Pays-Bas, où l'on a observé que certains de ces derniers ne pondaient plus que des oeufs dont la coquille était anormale. Ce phénomène n'a pas encore été étudié dans les forêts canadiennes.

D'après les observations, il y a accumulation des métaux lourds polluant l'atmosphère dans les sources alimentaires de certains ongulés, comme les lichens dont se nourrissent les caribous et les espèces fourragères qu'affectionnent les orignaux et les chevreuils. Des métaux (cadmium) associés à des sols présentant une faible capacité tampon et qui sont sensibles à l'acidification s'accumulent aussi chez ces espèces. On a ainsi pu démontré qu'il se produit une accumulation de ces métaux d'un maillon à l'autre de la chaîne alimentaire et une augmentation des concentrations des métaux dans les tissus des ongulés brouteurs, comme les orignaux et les chevreuils.

Les effets préjudiciables possibles de la pollution atmosphérique sur la faune terrestre à une plus vaste échelle régionale demeurent inconnus.

5.7 RÉFÉRENCES

Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., and Melillo, J.M.: 1989, Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. BioScience **39**, 378.

Abrahamsen, G.: 1984, The effects of acidic deposition on forest soil and vegetation. Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. **B305**, 369.

Abrahamsen, G., Horntvedt, R., and Tveite, B.: 1975, Water, Air, Soil Pollut. **31**, 393.

Addison, P.A.: 1988, Monitoring the health of a forest: a Canadian approach. Environ. Monitor. Assess. **12**, 39.

Ahern, F.A., Bennett, W.J., and Kettela, E.G.: 1986, An Initial Evaluation of Two Airborne Imagers for Surveying Spruce Budworm Defoliation. Photogramm. Eng. & Remote Sensing **52**, 1647.

Anon: 1987, Acidic precipitation in Ontario study: Hawkeye Lake biogeochemical study site. Soil classification and nutrient/element studies. SENES Consultants Ltd. Tech. Rep. BGC-023 to Ontario Ministry of Environment, Dorset Research Centre.

Anonymous: 1986, Methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UN-ECE, Programme Co-ordinating Centres, Hamburg/Geneva, 97 pp.

Anonymous: 1987, Forest damage and air pollution. Report of the 1986 forest damage survey in Europe. UN-ECE, Programme Co-ordinating Centres. Geneva, 47 pp.

Anonymous: 1988, Forest damage and air pollution. Report of the 1987 forest damage survey in Europe. UN-ECE, Programme Co-ordinating Centres. Geneva, 71 pp.

Anonymous: 1989, Forest damage and air pollution. Report of the 1988 forest damage survey in Europe. UN-ECE, Programme Co-ordinating Centres. Geneva. In press.

Baker, E.A., and Hunt, G.M.: 1986, New Phytol. **102**, 161.

Banwart, W.L.: 1987, Simulated acid rain effects on yield response of two corn cultivars. Agron. J. **79**, 479.

Banwart, W.L.: 1988, Field evaluation of an acid rain - drought stress interaction. Environ. Pollut. **53**, 123.

Barkley, P.: 1989, Personal Communication. Lakehead University. Thunder Bay, Ontario.

Beaubien, J.: Personal Communication. Forestry Canada, Laurentian Forestry Centre. Québec, Québec.

Bernier, B., and Brazeau, M.: 1988a, Nutrient deficiency symptoms associated with sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians. J. Can. Rech. For. **18(6)**.

Bernier, B., and Brazeau, M.: 1988b, Foliar nutrient status in relation to sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians. J. Can. Rech. For. **18(6)**.

Bernier, B., and Brazeau, M.: 1988c, Magnesium deficiency symptoms associated with sugar maple decline in a lower laurentians site in southeastern Quebec. Can. J. For. Res. **18(10)**, 1265.

Bernier, B., Paré, D., and Brazeau, M.: Natural stresses, nutrient deficiencies and forest decline in southeastern Quebec. Water, Air, Soil Pollut. In press.

Bernier, B., and Brazeau, M.: 1988a, Nutrient Deficiency Symptoms Associated with Sugar Maple Dieback and Decline in the Quebec Appalachians. Can. J. For. Res. **18(6)**, 762.

Bondietti, E.A., Baes, C.F., and McLaughlin, S.B.: 1989, Radial trends in cation ratios in tree rings as indicators of the impact of acid deposition on forests. Can. J. For. Res. **19**, 586.

Bordeleau, C.: 1987, La Carte des relevés aériens du dépérissement des érablières au Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Service de la protection contre les insectes et les maladies, 2pp cartes.

Bottomley, D.J., Craig, D., and Johnston, L.M.: 1984, Neutralization of acid runoff by groundwater discharge to streams in Canadian Precambrian Shield watersheds. J. Hydrology **75**, 1.

Brazil, J.: 1989, Personal Communication. Newfoundland Department of Environment and Lands.

Brewer, P.F., and Heagle, A.S.: 1983, Interactions between Glomus geosporum and exposure of soybeans to ozone or simulated acid rain in the field. Phytopath. **73**, 1035.

Bricker, O.P.: 1987, Catchment flow paths. Proc. Int. Symp. on Acidification and Water Pathways, Bolkesjo, Norway, 4-8 May 1987.

Bucher, J., and Bucher-Wallin, I. (editors): 1989, Air pollution and forest decline. In Proc. 14th Internat. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) Project Group P2.05, (Vol. I, pp. 1-372; Vol. II, pp. 373-564).

Cape, J.N.: 1983, Contact angles of water droplets on needles of Scots pine (Pinus sylvestris) growing in polluted atmospheres. New Phytologist **93**, 293.

Cape, J.M.: 1986, Effects of air pollution on the chemistry of surface waxes of Scots pine. Water, Air, Soil Pollut. **31**, 393.

Cape, J.N., Paterson, I.S., Wellburn,A.R., Wolfenden, J., Mehlhorn, H., Freer-Smith, P.H., and Fink, S.: 1988, The Early Diagnosis of Forest Decline: A Report. NERC Institute for Terrestrial Ecology, Merlewood, Grange-over-Sands. 68 pp.

Carrier, L.: 1986, Decline in Quebec's forests. Assessment of the situation. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Direction de la recherche et du développement.

Case, J.W.: 1985, Mapping Trace Element Deposition in Ontario Using Lichens and Mosses as Biological Monitors. Presented at the International Symposium on Acidic Precipitation, September 15-20, 1985, Muskoka, Canada.

Cohen, C.J., Grothaus, L.C., and Perrigan, S.C.: 1981, Effects of simulated acid rain on crop plants. Selected Rep. 619. Agri. Exp. Sta. Oregon State Univ., Crovallis.

Coleman, J. S., and Jones, C. G.: 1988, Plant stress and insect performance: cottonwood, ozone and a leaf beetle. Oecologia **76**, 57.

Committee on the Environment: 1988, Acid Rain and Watershed Sensitivity. Scale 1:3 000 000. New England Secretariat, Boston, Massachusetts, and Eastern Canadian Secretariat, Halifax, Nova Scotia.

Coote, D.R., Shah Singh, S., and Wang, C.: 1989, A Proposed Methodology for Assessing the Relative Impact of Acid Rain and Nitrogen Fertilizer on Acidity of Agricultural Soils in Canada. Can. J. Soil Sci. Forthcoming paper.

Corkum, R., Giesbrecht, W. W., Bardsley, T., and Cherniak, E. A.: 1986, Peroxyacetyl nitrate (PAN) in the atmosphere at Simcoe, Canada. Atmos. Environ. **20,** 1241.

Cowell, D.W., and Lucas, A.E.: 1986, Potential of Soils and Bedrock to Reduce the Acidity of Incoming Acid Deposition in Ontario. Scale 1:1 000 000. In Assessment of Aquatic and Terrestrial Acid Precipitation Sensitivities for Ontario. APIOS Report No. 009/86, Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario and Air Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. 37 p.

Cox, R.M.: 1983, Sensitivity of forest plant reproduction to long range transported air pollutants: *In vitro* sensitivity of pollen to simulated acid rain. New Phytol. **95**, 262.

Cox, R.M.: 1988, Sensitivity of forest plant reproduction to long range transported air pollutants: The effects of wet deposited acidity and copper on the reproduction of Populus tremuloides. New Phytol. **110**, 33.

Cox, R.M.: 1989, Natural variation in sensitivity of the reproductive processes in some boreal forest trees to acidity. In Genetic Effects of Air Pollutants in Forest Tree Populations (edited by F. Scholz, H.R. Gregorius, and D. Rudin). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Cox, R. M., Spavold-Tims, J., and Hughes, R.N.: 1989, Acid Fog and Ozone: Their Possible Role in Birch Deterioration Around the Bay of Fundy, Canada. Water, Air and Soil Pollut. In press.

Craker, L.E., and Bernstein, D.: 1984, Buffering of acid rain by leaf tissue of selected crop plants. Environ. Pollut. **36**: 375.

Crete, M., Nault, R., Walsh, P., Benedetti, J.-L., Lefebvre, M. A., Weber, J.-P., and Gagnon, J.: 1989, Variation in cadmium content of caribou tissues from northern Quebec. Sci. Total Environ. **80**, 103.

Crete, M., Potvin, F., Walsh, P., Beneditti, J. L., Lefebvre, M. A., Weber, J.-P., Paillard, G., and Gagnon, J.: 1987, Pattern of cadmium contamination in the liver and kidneys of moose and white-tailed deer in Quebec. Sci. Total Environ. **66**, 45.

Cronan, C.S.: 1985, Biochemical influence of vegetation and soils in the ILWAS watersheds. Water, Air, Soil Pollut. **26**, 355.

Cronan, C.S.: (Comp.), Aluminum toxicity in forests exposed to acidic deposition - the ALBIOS results. Water, Air, Soil Pollut. In press.

Cure, W.W., Sanders, J.S., and Heagle, A.S.: 1986, Crop yield response predicted with different characterizations of the same ozone treatments. J. Environ. Qual. **15,** 251.

Curtiss, B., and Ustin, S.L.: 1989, Changes in Canopy and Branch Reflectance along a SO_2 Gradient on Northern Vancouver Island. In Proceedings of the 1989 International Geoscience and Remote Sensing Symposium **2**, 660. July 10-14, Vancouver, Canada.

Dann, T.: 1989, Canadian Urban Monitoring Programs for O_3, NO_x and VOC. In Pollution Measurement Division C&P-Environment Canada. 19.

Darveau, M., DesGranges, J.-L., et Mauffette, Y.: 1989, Les impacts du dépérissement des érablières sur les oiseaux insectivores, Rapport n° 5, Groupe de recherche en écologie forestière, Université du Québec à Montréal.

DesGranges, J.-L.: 1987, Forest birds as biological indicators of the progression of maple dieback in Quebec. In The Value of Birds, (edited by A. W. Diamond and F. L. Filion). ICBP Tech. Publ. No. 6, Cambridge.

DesGranges, J.-L., Mauffette, Y., and Gagnon, G.: 1987, Sugar maple forest decline and implications for forest insects and birds. In Transactions North Amer. Wildl. Nat. Res. Conf. **52**, 677.

Dochinger, L.S., and Jensen, K.F.: 1985, Effect of acid mist and air pollutants on yellow poplar seedling height growth. Res. Pap. NE-572. Broomall, Pa: USDA, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 4p.

Drent, P.J., and Woldendorp, J.W.: 1989, Acid rain and eggshells. Nature **339**, 431.

DuBay, D.T.: 1988, The direct effects of simulated acid rain on the sexual reproduction of selected agricultural crops. Environ. Pollut. **53**, 422.

DuBay, D.T.: 1989, Direct effects of simulated acid rain on sexual reproduction in corn. J. Environ. Qual. **18**, 217.

DuBay, D.T., and Heagle, A.S.: 1987, The effects of simulated acid rain with and without ambient rain on the growth of and yield of field-grown soybeans. Environ. and Exp. Bot. **27**, 395.

Eatough, D.L., Arthur, R.J., Eatough, N.L., Hill, M.N., Mangelson, N.F., Richter, B.E., Hansen, L.D., and Cooper, J.A.: 1984, Rapid conversion of SO(g) to sulphate in a fog bank. Environ. Sci. and Technol. **88**, 855.

Ecobichon, D.J., Hicks, R., and Redmond, G.: 1988, A survey of cadmium concentrations in liver and kidney of deer and moose in New Brunswick. Unpublished Report, N.B. Dept. of Health and Community Services, and N.B. Dept. of Natural Resources and Energy.

Ekstrand, S.: 1989, The Possibilities of Assessing Moderate Damages on Norway Spruce Using Landsat TM Data and Ancillary Stand Information in a GIS Environment. In Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium **3**, 1553. July 10-14, Vancouver, Canada.

Evans, L.S., Conway, C.A., and Lewin, K.F.: 1980, Yield responses of field-grown soybeans exposed to simulated acid rain. In Ecological Impact of acid precipitation (edited by D. Drablos and A. Tollan). SNSF Project, Oslo, Norway. pp. 162-63.

Evans, L.S., and Curry, T.M.: 1979, Differential responses of plant foliage to simulated acid rain. Amer. J. Bot. **66**, 953.

Evans, L.S., Hendrey, G.R., and Lewin, K.R.: 1984, Comparison of statistical designs and experimental protocols used to evaluate rain acidity effects on field-grown soybeans. J.A.P.C.A. **34**, 1107.

Evans, L.S., and Lewin, K.F.: 1981, Growth, development and yield responses of pinto bean and soybeans to hydrogen ion concentrations of simulated acidic rain. Environ. Exp. Bot. **21**, 103.

Evans, L.S., Lewin, K.F., Conway, C.A., and Patti, M.J.: 1981, Seed yields (quantity and quality) of field-grown soybeans exposed to simulated acidic rain. New Phytol. **89**, 459.

Evans, L.S., Lewin, K.F., and Cunningham, E.A.: 1982, Effects of simulated acidic rain on yields of field-grown radishes and garden beets. Agric. Environ. **7**, 285.

Evans, L.S., Lewin, K.F., Owen, E.M., and Santucci, K.A.: 1986, Effects of frequency and duration of simulated acidic rainfalls on soybean yields. New Phytol. **102**, 409.

Evans, L.S., Lewin, K.F., and Patti, M.J.: 1984, Effects of simulated acidic rain on yields of field-grown soybeans. New Phytol. **96**, 207.

Evans, L.S., K.F. Lewin, K.F., Patti, M.J., and Cunningham, E.A.: 1983, Productivity of field-grown soybeans exposed to simulated acid rain. New Phytol. **93**, 377.

Evans, L.S., Lewin, K.F., Santucci, K.A., and Patti, M.J.: 1985, Effects of frequency and duration of simulated acidic rainfalls on soybean yield. New Phytol. **100**, 199.

Fairfax, J.A.W., and Lepp, N.W.: 1975, Effect of simulated acid rain on cation loss from leaves. Nature **225**, 324.

Forestry Canada (formerly Canadian Department of Agriculture): 1960, Forest Insect and Disease Survey Annual Report, No. 65.

Forestry Canada (formerly Canadian Department of Agriculture): 1962, Forest Insect and Disease Survey Annual Report, No. 48.

Forestry Canada (formerly Canadian Forestry Service): 1980, Forest Insect and Disease Survey Summer Report, SB-FIDCO:9.

Forestry Canada.: 1988, Summary of FLI Data Acquisition and Processing Activities for Davies, Steed, and Black Sturgeon Lake Sites. Report prepared by Moniteq Ltd., TR No. 88-172, 14pp.

Foster, N.W.: 1985, Acid precipitation and soil solution chemistry within a maple-birch forest in Canada. For. Ecol. Manage. **12**, 215.

Foster, N.W., Hazlett, P.W., Nicolson, J.A., and Morrison, I.K.: Ion leaching from a sugar maple forest in response to acidic deposition and nitrification. Water, Air, Soil Pollut. In press.

Foster, N.W., and Morrison, I.K.: 1987, Alternate strip clearcutting in upland black spruce. IV. Projected nutrient removals associated with harvesting. For. Chron. **63**, 451.

Foster, N.W., Morrison, I.K., and Nicolson, J.A.: 1986, Acid deposition and ion leaching from a podzolic soil under hardwood forest. Water, Air, Soil Pollut. **31**, 879.

Frank, A.: 1986, In search of biomonitors for cadmium: cadmium content of wild Swedish fauna during 1973-1976, Sci. Total Environ. **57**, 57.

Fritts, H.C.: 1966, Growth Rings of Trees: Their Correlation with Climate. Science **154**, 973.

Froslie, A., Haugen, A., Holt, G., and Norheim, G.: 1986, Levels of cadmium in liver and kidneys from Norwegian cervides. Bull. Environ. Contam. Toxicol. **37**, 453.

Fuchshofer, H., and Härtel, O.: 1985, Zur Physiologie des Trübungstests, einer Methode zur Bioindikation von Abgaswirkungen auf Konifern. Phyton. Hor. **25**, 277.

Gagnon, G.: 1987, Recherches sur le dépérissement des érablières au Québec: Aperçu de nos travaux. 27 p. *In*: Compte rendu du séminaire sur le dépérissement de l'érable. L'érable en fête, Édition 1987.

Gagnon, G.: 1988, On doit fournir aux arbres les moyens de résister aux précipitations acides. La terre de chez nous, 10 mars 1988.

Gagnon, G.L., Robitaille L., Roy, L., and Gravel C.: 1985, Dieback in Maple Stands - The Behaviour of Some Ecological Variables. In Proceedings of the NATO Advanced Research workshop on the Effects of Acidic Precipitation and Air Pollutants in Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems, 1. Toronto, Canada.

Gagnon, G., Roy, G., Gravel, C. et Gagné, J.: 1986, État des recherches sur le dépérissement au Ministère de l'Énergie et des Ressources. Conseil des productions végétales du Québec. Journée d'information sur l'acériculture, 8 mai 1986, 47.

Garrec, J.P., and Kerfourn, C.: 1989, Effects of acid rain and ozone on permeability of isolated cuticles to water and ions: implication in the phenomenon of forest decline. Environ. and Exp. Botany **29**, 215.

Garvais, C., Roy, G., Grandtner, M.M., and Desaulniers, G.: 1989, The B chromosomes of Claytonia caroliniana (Portulacaceae) and maple forest dieback. Can. J. For. Res. **19**, 595.

Gaulin, H. et Mauffette, Y.: 1989, Le dépérissement des érablières et les modifications du comportement alimentaire du pic maculé (*Sphyrapicus varius*). Rapport final, Ministère de l'Environnement du Canada, mars 1989.

Gilbert, O.L.: 1971, Some indirect effects of air pollution on bark living invertebrates. J. Applied Biol. **8**, 77.

Glooschencho, V., Downes, C., Frank, R., Braun, H.E., Addison, E.M., and Hickie,J.: 1988, Cadmium levels in Ontario moose and deer in relation to soil sensitivity to acid precipitation. Sci. Total Environ. **71**, 173.

Glooschenko, W.: 1989, Sphagnum fuscum moss as an indicator of atmospheric cadmium deposition across Canada. Environ. Pollut. **57**, 27.

Goriup, P.D.: 1989, Acidic air pollution and birds in Europe. Oryx **23**, 82.

Government of the Northwest Territories: 1986, Potential of Soils and Bedrock to Reduce the Acidity of Atmospheric Deposition, Northwest Territories, Canada Scale 1:5 000 000. In Soil and Bedrock Sensitivity to Acidic Deposition in the Northwest Territories. Pollution Control Division, Northwest Territories Department of the Renewable Resources, Yellowknife, N.W.T., and Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Griffin, H.D.: 1965, Maple Dieback in Ontario. Forestry Chronicle **41**, 295.

Guderian, R., Tingey, D.T., and Rabe, R.: 1985, Effects of photochemical oxidants on plants. In Air Pollution by Photochemical Oxidants-Formation, Transport, Control and Effects on Plants (edited by Guderian, R.). Residue Reviews **52,** 129. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Hagvar, S., and Amundsen, T.: 1981, Effects of liming and artificial acid rain on the mite (*Acari*) fauna in coniferous forest. Oikos **37**, 7.

Hartley, C., and Merriel, T.C.: 1915, Storm and Drought Injury to Foliage of Ornamental Trees. Phytopathology **5**, 20.

Heagle, A.S., Body, D.E., and Neely, G.E.: 1974, Injury and yield responses of soybean to chronic doses of ozone and sulfur dioxide in the field. Phytopathology **64**, 132.

Heagle, A.S., Heck, W.W., Rawlings, J.O., and Philbeck, B.: 1983, Effects of chronic doses of ozone and sulfur dioxide on injury and yield of soybeans in open-top field chambers. Crop Sci. **23,** 1184.

Heagle, A.S., Kress, L.W., Temple, P.J., Kohut, R.J., Miller, J.E., and Heggestad, H.E.: 1988, Factors influencing ozone dose-yield response relationships in open-top field chamber studies. In Assessment of Crop Loss from Air Pollutants (edited by Heck, W. W., Taylor, O. C. and Tingey, D. T.), 141. Elsevier Applied Science, London and New York.

Heagle, A.S., Philbeck, R.B., Brewer, P.F., and Ferrell, R.E.: 1983, Response of soybeans to simulated acid rain in the field. J. Environ. Qual. **12**, 538.

Heck, W.W., Adams, R.M., Cure, W.W., Heagle, A.S., Heggestad, H.E., Kohut, R.J., Kress, L.W., Rawlings, J.O., and Taylor, O.C.: 1983, A reassessment of crop loss from ozone. Environ. Sci. Technol. **17,** 573A.

Heck, W.W., Cure, W.W., Rawlings, J.O., Zaragoza, L.J., Heagle, A.S., Heggestad, H.E., Kohut, R.J., Kress, L.W., and Temple, P.J.: 1984a, Assessing impacts of ozone on agricultural crops: I. Overview. J. Air Pollut. Control Assoc. **34,** 729.

Heck, W.W., Cure, W.W., Rawlings, J.O., Zaragoza, L.J., Heagle, A.S., Heggestad, H.E., Kohut, R.J., Kress, L.W., and Temple, P.J.: 1984b, Assessing impacts of ozone on agricultural crops: II. Crop yield functions and alternative exposure statistics. J. Air Pollut. Control Assoc. **34,** 810.

Heck, W.W., Mudd, J.B., and Miller, P.R.: 1977, Plants and microorganisms. In Ozone and other photochemical oxidants, 437. Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants. National Academy of Science, Washington, D.C.

Heck, W.W., Taylor, O.C., Adams, R., Bingham, G., Miller, J., Preston, E., and Weinstein, L.: 1982, Assessment of crop loss from ozone. J. Air Pollut. Control Assoc. **32**, 353.

Heggestad, H.E., Bennett, J.H., Lee, E.H., and Douglass, L.W.: 1986, Effects of increasing doses of sulfur dioxide and ambient ozone on tomatoes; plant growth, leaf injury, elemental composition, fruit yields, and quality. Phytopathology **76**, 1338.

Hendershot, W.H.: 1989, Relationships among soil chemistry, foliar chemistry and sugar male decline in southern Quebec. Abst. 35th Annual Meeting Canadian Society of Soil Science.

Hendershot, W.H., and Jones, A.R.C.: 1989, Maple decline in Quebec: A discussion of possible causes and the use of fertilizers to limit damage. Forestry Chronicle **65**, 280.

Hendershot, W.H., and Lalande, H.: 1988, La fertilisation: un remède au dépérissement des érablières. La terre de chez nous, 10 mars 1988.

Hendershot, W.H., LaLande, H., and Champagne, M.: 1989, Response of sugar maple in Beauce-Magantic Region to fertilization. In Atelier sur le dépérissement dans les érablières, St-Hyacinthe, 94. 23-24 Fév. 1989.

Hewlett, J.D.: 1982, Principles of Forest Hydrology. The Univ. of Georgia Press. Athens, GA., 183.

Hewlett, J.D., and Hibbert,A.R.: 1963, Moisture and energy conditions within a sloping soil mass during drainage. J. Geophys. Res. **68**, 1081.

Hickie, J., Glooschenko, V., and McIlveen, W.: 1989, Cadmium accumulation by aquatic plants preferred as forage by Ontario moose. Presented at Soc. Environ. Toxicol. Chem., 10th annual meeting, Toronto.

Hirvonen, H.E.: 1982, Unpublished. Acid Precipitation Sensitivity Evaluation for Labrador. Internal Working Document. Lands Directorate, Environment Canada, Dartmouth, Nova Scotia.

Hirvonen, H.E.: 1984, A Sensitivity Classification of the Landscape of Nova Scotia to Acid Precipitation. Scale 1:633 600. In Terrain Sensitivity to Acidic Precipitation in Nova Scotia, 16. Lands Directorate, Environment Canada, Dartmouth, Nova Scotia.

Hogan, G.D., and Foster, N.W.: 1989, Foliar cation loss and injury in relation to external pH: implications for canopy base loss and forest health. Paper presented at IUFRO symposium on Management of Nutrition in Forests under Stress, Freiburg, FRG.

Hogsett, W.E., Tingey, D.T., and Lee, E.H.: 1988, Ozone exposure indices: concepts for development and evaluation of their use. In Assessment of Crop Loss from Air Pollutants (edited by Heck, W. W., Taylor, O. C. and Tingey, D. T.) pp. 107-138. Elsevier Applied Science, London and New York.

Holowaychuk, N., and Fessenden, R.J.: 1987, Potential of Soil and Geology to Reduce Acidity of Incoming Acidic Deposition, Alberta. Scale 1:2 000 000. Natural Resources Division, Alberta Research Council, Edmonton, Alberta. For Alberta Department of Environment. 38 p.

Houston, D.B., and Dochinger, L.S.: 1977, Effects of ambient air pollution on cone, seed and pollen characteristics in eastern white and red pines. Environ. Pollut. **12**, 1.

Hutchinson, T.C., Dixon, M., and Scott,M.: 1986, The effect of simulated acid rain on feather mosses and lichens of the boreal forest. Water, Air and Soil Pollution **31**, 409.

Hutchinson, T.C., and Scott, M.G.: 1988, The response of the feather moss Pleuzorium schreberi, to 5 years of simulated acid precipitation in the Canadian boreal forest. Can. J. Bot. **66**, 82.

Huttermann, A., and Ulrich, B.: 1984, Solid phase-solution-root interactions in soils subjected to acid deposition. Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. **305**, 353.

Huttl, R., and Wisniewski, J.: 1987, Fertilization as a tool to mitigate forest decline associated with nutrient deficiencies. Water. Air and Soil Pollut. **33**, 265.

Irving, P.M., 1983. Acidic precipitation effects on crops: a review and analysis of research. J. Environ. Qual. **12**, 442.

Irving, P.: 1988, A response to the critical analyses of the NAPAP interim assessment of the effects of acidic deposition on agricultural crops. In Proceedings International Conference on Acidic Precipitation: A Technical Amplification of NAPAP's Findings, 98. APCA, Pittsburgh Hilton, Pittsburgh, Penn., Jan. 26-28, 1988.

Irving, P.M., and Miller, J.E.: 1981, Productivity of field-grown soybeans exposed to acid rain and sulfur dioxide alone and in combination. J.Environ. Qual. **10**: 473.

Irving, P.M., and Sowinski, D.A.: 1981, Effects of H+, SO4, NO3 and NH4 concentrations and ratios in precipitation applied to greenhouse grown soybeans. In Argonne Nat. Lab., Radiolog. and Environ. Res. Div. Annu. Rep. ANL-80, Part III, p.6-10. NTIS, Springfield, VA.

Irving, P.M., Ray, M.A., and Prepejchal, W.: 1984, Response of soybeans to temporal variations in rainfall acidity. In Argonne Nat. Lab. Environ. Res. Div. Annu. Rep. ANL-80, Part III, p 6-10.

Jacobson, J.S.: 1977, The effects of photochemical oxidants on vegetation. VDI-Ber **270,** 163.

Jacobson, J.S.: 1980, The influence of rainfall composition on the yield and quality of agricultural crops. In Ecological Impact of acid precipitation (edited by D. Drablos and A. Tollan). SNSF Project, Oslo, Norway. pp. 41-45.

Jacobson, J.S.: 1984, Effects of acidic aerosol, fog, mist, and rain on crops and trees. Phil. Trans. R. Soc. Lond. **305**, 327.

Jagels, R.: 1986, Acid Fog, Ozone and Low Elevation Spruce Decline. IAWA Bull. **7**, 299.

Jeffries, D.S., Morrison, I.K., and Kelso, J.R.M.: 1988, The Turkey Lakes Watershed Study. Presented at Can. Hydrol. Symp. (CHS:88). Nat. Res. Counc. Can., May 9-11, 1988. Banff, Alta.

Jeffries, D.S., Semkin, R.G., Neureuther, R., and Seymour, M.: 1988, Ion mass budgets for lakes in the Turkey Lakes Watershed, June 1981 - May 1983. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**(Suppl. 1), 47.

Johnson, A.H., and Siccama, T.G.: 1983, Acid deposition and forest decline. Environ. Sci. Technol. **17**, 294.

Johnson, D.W., and Taylor, G.E. Jr.: Role of air pollution in forest decline in eastern North America. Water, Air, Soil Pollut. In press.

Johnston, J.W., and Shriner, D.S.: 1985, Yield response of Davis soybeans to simulated acid rain and gaseous pollutants in the field. New Phytol. **103**, 695.

Joslin, J.D., Mays, P.A., Wolfe, M.H., Kelly, J.M., Garber, R.W., and Brewer, P.F.: 1987, Chemistry of tension lysimeter water and lateral flow in spruce and hardwood stands. J. Environ. Qual. **16**, 152.

Joslin, J.D., McDuffie, C., and Brewer, P.F.: 1989, Acidic cloud water and cation loss from red spruce foliage. Water, Air, Soil Pollut. **39**, 355.

Kalisz, P.J., and Stone, E.L.: 1980, Cation exchange capacity of acid forest humus layers. Soil Sci. Soc. Am. J. **44**, 407.

Karnosky, D.F., Berrang, P.C., Scholz, F., and Bennett, J.P.: 1989, Variation in and natural selection for air pollution tolerance in trees. In Genetic Effects of Air Pollutants in Forest Tree Populations (edited by F. Scholz, H.R. Gregorius and D. Rudin). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Keever, G.J., and Jacobson, J.S: 1983, Response of Glycine max (L.) Merrill. to simulated acid rain II. Localization of foliar injury and growth response. Field Crops Res. **6**, 251.

Keller, T.: 1977, The effect of long duration low SO_2 concentrations upon photosynthesis of conifers. Proc. IV Internat. Clean Air Congr. Tokyo. pp.8l.

Kelly, J.M., and Mays, P.A.: 1989, Root zone physical and chemical characteristics in southeastern spruce-fir stands. Soil Sci. Soc. Am. J. **53**, 1248.

Kennedy, V.C., Kendall, C., Zellweger, G.W., Wyerman, T.A., and Avanzino, R.J.: 1986, Determination of the components of stormflow using water chemistry and environmental isotopes, Mattole River Basin, California. J. Hydrology **84**,107.

Kerr, R.A.: 1989, 1988 Ties for the Warmest Year. Science **244**, 891.

Khorram, S., Brockhaus, J.A., Bruck, R.I., and Campbell, M.V.: 1989, Multitemporal Modeling of Forest Decline from Landsat TM Digital Data. In Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium (**Vol. 3**), July 10-14, Vancouver, Canada, 1585-1588.

Kimball, K.D., Jagels, R., Gorden, A.G., Weathers, K.C., and Carlisle, J.: 1988, Differences between New England coastal fog and mountain cloudwater chemistry. Water, Air, and Soil Pollut. **39**, 383.

Kocan, A.A., Shaw, M.G., Edwards, W.C., and Hammond, E.J.: 1980, Heavy metal concentrations in the kidneys of white-tailed deer in Oklahoma. J. Wildl. Dis. **16**, 593.

Koch, B., Ammer, U., Kritikos, G., and Kubler, D.: 1984, Untersuchungen zur Beurteilung der Vitalitat von Fichten anhand multispektraler Scannerdaten. Forstwiss. Centralbl. Hamburg. **103**, 214.

Kohut, R.J., Amundson, R.G., Laurence, J.A., Colavito, L., Van Leuken, P., and King, P.: 1987, Effects of ozone and sulfur dioxide on yield of winter wheat. Phytopathology **77**, 71.

Kohut, R.J., Laurence, J.A., and Amundson, R.G.: 1988, Effects of ozone and sulfur dioxide on yield of red clover and timothy. J. Environ. Qual. **17**, 580.

Koziol, M.J., Whatley, F.R., and Shelvey, J.D.: 1988, An integrated view of the effects of gaseous air pollutants on plant carbohydrate metabolism. In Air pollution and plant metabolism (edited by S. Schulte-Hostede, N.M. Darrall, L.W. Blank and A.R. Wellburn). Elsevier Applied Science Ltd.

Koziol, M.J., and Cowling, D.W.: 1981, Effects of exposure to SO_2 on the production of epicuticular wax in Lollium perenne L. Environ. Pollut. (Series A) **26**, 183.

Kress, L.W., Miller, J.E., Smith, H.J., and Rawlings, J.O.: 1986, Impact of ozone and sulphur dioxide on soybean yield. Environ. Pollut. (Series A) **41**, 105.

Krupa, S., and Kickert, R.N.: 1987, An analysis of numerical models of air pollutant exposure and vegetation response. Environ. Pollut. **44**, 127.

Krupa, S.V., and Manning, W.J.: 1988, Atmospheric ozone: Formation and effects on vegetation. Environ. Pollut. **50**, 101.

Kuja, A.L.: 1988, A Canadian evaluation of NAPAP's interim assessment of the effects of acidic deposition on agricultural crops. In Proceedings International Conference on Acidic Precipitation: A Technical Amplification of NAPAP's Findings, 65. APCA, Pittsburgh Hilton, Pittsburgh, Penn., Jan. 26-28, 1988.

Kuja, A.L., and Dixon, M.: 1989, A study to determine effects of simulated acidic rain on yield of field-grown soybeans (Glycine max c.v. Hodgson). Water, Air and Soil Pollut. **45**, 301.

Lachance, D.: 1985, Répartition géographique et intensité du dépérissement de l'érable à sucre dans les érablières au Québec. Phytoprotection **66**, 83.

Lands Directorate: 1987, The Potential of Soils and Bedrock to Reduce the Acidity of Atmospheric Deposition in Canada. Scale 1: 7 500 000. Base Map MCR-129. Energy, Mines and Resources, Canada.

Lands Directorate: 1988, Acid rain: A national sensitivity assessment. Environment Fact Sheet 88-1.

Laurence, J.A., and Lang, D.S.: 1988, Estimating changes in plant growth and yield due to stress. In Assessment of Crop Loss from Air Pollutants (edited by Heck, W. W., Taylor, O. C. and Tingey, D. T.), pp. 211-224. Elsevier Applied Science, London and New York.

Lechowicz, M.J.: 1982, The effects of simulated acid precipitation on photosynthesis in the caribou lichen Cladina stellaris (Opiz) Brodo. Water, Air and Soil Pollution **18**, 421.

Lechowicz, M.J.: 1987, Resistance of the caribou lichen Cladina stellaris (Opiz.) Brodo to growth reduction by simulated acidic rain. Water, Air, and Soil Pollution **34**, 71.

Lechowicz, M.J.: 1987, Resource allocation by plants under air pollution stress: Implications for plant-pest-pathogen interactions. Bot. Rev. **53**, 150.

Leckie, D.G., and Gougeon, F.A.: 1981, Assessment of Spruce Budworm Defoliation Using Digital Airborne MSS Data. In Proceedings of the 7th Canadian Symposium on Remote Sensing, 190. Winnipeg, Canada, September 8-11.

Leckie, D.G., and Ostaff, D.P.: 1988, Classification of Airborne Multispectral Scanner Data for Mapping Current Defoliation Caused by the Spruce Budworm. Forest Science **34(2)**, 259.

Lee, E.H., Tingey, D.T., and Hogsett, W.E.: 1988, Evaluation of ozone exposure indices in exposure-response modeling. Environ. Pollut. **53,** 43.

Lee, H.E., Tingey, D.T., and Hogsett, W.E.: 1989, Exposure indices consideration for rural ozone relationships in the United States. Atmos. Environ. In press.

Lee, J.J., Neely, G.E., Perrigan, S.C., and Grothaus, L.C.: 1981, Effect of simulated sulfuric acid rain on yield, growth and foliar injury of several crops. Environ. and Exp. Bot. **21**, 171.

Lee, Y.J.: 1989, Cooperation in Remote Sensing Research: The Remote Sensing Working Group of Forestry Canada. In Proceedings of the 1989 International Geoscience and Remote Sensing Symposium **4**, 2394. July 10-14, Vancouver, Canada.

Lefohn, A.S., Hogsett, W.E., and Tingey, D.T.: 1986, A method for developing Ozone exposures that mimic ambient conditions in agricultural areas. Atmos. Environ. **20,** 361.

Lefohn, A.S., Laurence, J.A., and Kohut, R.J.: 1988, A comparison of indices that describe the relationship between exposure to ozone and reduction in the yield of agricultural crops. Atmos. Environ. **22,** 1229.

Lefohn, A.S., and Runeckles, V.C.: 1987, Establishing standards to protect vegetation-ozone exposure/dose considerations. Atmos. Environ. **21,** 561.

Lefohn, A.S., Runeckles, V.C., Krupa, S.V., and Shadwick, D.S.: 1989, Important considerations for establishing a secondary ozone standard to protect vegetation. J. Air Pollut. Control Assoc. **39,** 1039.

Legge, A.H., and Crowther, R.A.: 1987, Acidic deposition and the environment: a literature review. Kananaskis Centre for Environmental Research, The University of Calgary, Calgary, Alberta, and Aquatic Resource Management Limited, Clagary, Alberta. pp 235.

Legge, A.H., Bogner, J.C., and Krupa, S.V.: 1988, Foliar sulphur species in pine: A new indicator of a forest ecosystem under air pollution stress. Environmental Pollution **55**, 15.

Legge, A.H., Jaques, D.R., Harvey, G.W., Krause, H.R., Brown, H.M., Rhodes, E.C., Nosal, M., Schellhase, H.U., Mayo, J., Hartgernik, A.P., Lester, P.F., Amundson, R.G., and Walker, B.B.: 1981, Sulphur gas emissions in the boreal forest: The Whitecourt Case Study. Water, Air and Soil Pollut. **15**, 77.

Li, L.: 1985, Potential of Soils and Bedrock to Reduce the Acidity of Incoming Acidic Deposition for Quebec. Scale 1:2 500 000. In Ecosystem Sensitivity to Acid Precipitation for Quebec., Ecol. Land Classif. Series No. 20, Part B, 79. Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Linzon, S.N., Heck, W.W., and Macdowall, F.D.H.: 1975, Effects of photochemical oxidants on vegetation. In Photochemical Air Pollution Formation, Transport, and Effects, NRC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, Report No. 12, 89. National Research Council of Canada, Ottawa. NRC 14096.

Linzon, S.N., Pearson, R.G. Donnan, J.A., and F.N. Durham.: 1984, Ozone Effects on Crops in Ontario and Related Monetary Values. Ontario Ministry of the Environment, Report No. ARB-13-84-Phyto, 65pp.

Lozano, F.C., Parton, W.J., Lau, J.K.H., and Vanderstar, L.: 1987, Physical and chemical properties of the soils at the southern biogeochemical study site. Faculty of Forestry, University of Toronto, Tech. Rep. BGC-018 to Ontario Ministry of Environment, Dorset Research Centre.

Magasi, L.P.: 1988, Acid Rain National Early Warning System. Manual on Plot Establishment and Monitoring. Information Report DPC-X-25 Forest Science Directorate, Canadian Forestry Service.

Magasi, L.P.: 1989, White Birch Deterioration in the Bay of Fundy Region, New Brunswick, 1979-1988. Forest Canada-Maritimes, Information Report M-X-175.

Maltais, B., et Archambault, D.: 1985, Mesures et dommages de l'ozone (O_3) dans la région métropolitaine de Montréal. Rapport interne. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Maltais, B., and Archambault, D.: 1986, Mesures de l'ozone en milieu agricole au Québec et inventaire de ses effets sur les cultures en 1986. Rapport interne. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.

Manville: 1989. Personal Communication. Forestry Canada, Pacific Region.

Mayo, J. M.: 1987, The effects of acid deposition on forests. Prep. for the Acid Deposition Research Program by the Department of Biology, Emporia State University. ADRP-B-09/87. 80 pp.

McIlveen, W.: 1989. Personal Communication. Ontario Ministry of the Environment.

McIlveen, W.D., and Linzon, S.N.: 1988, Effects of acidic precipitation and related pollutants in the terrestrial environment. A program description. Ont. Min. Environ. ARB-218-87-Phyto APIOS-008-88, 26p.

McIlveen, W.D., McLaughlin, D.L., and Arnup, R.W.: 1988, A Survey to Document the Decline Status of the Sugar Maple Forest in Ontario:1986/87. Ontario Ministry of the Environment, Air Resources Branch.

McIlveen, W.D., Rutherford, S., and Linzon,S.N.: 1986, A Historical Perspective of Sugar Maple Decline Within Ontario and Outside of Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Air Resources Branch, Report No. ARB-141-86-PHYTO, 40pp.

McLaughlin, D.L.: 1987, Le déclin des peuplements d'érables en Ontario: Rapport sur la situation actuelle et sur l'état des recherches. 39 p. *In*: Compte rendu du séminaire sur le dépérissement des érables. L'érable en fête, Édition 1987.

McLaughlin, D.L., and Butler, J.: 1987, Summary Report of Questionnaires Distributed to the Ontario Maple Syrup Producers Association - Fall 1985. Ontario Ministry of the Environment, Air Resources Branch, Report No. ARB-142-86-PHYTO, 26pp.

McLaughlin, D.L., Corrigan, D.E., McIlveen, W.D., and Pearson, R.G.: 1989, Etiology of Sugar Maple Decline at Selected Sites in Ontario, 1984-1988. Ontario Ministry of the Environment, Air Resources Branch. In press.

McLaughlin, D.L., Gizyn, W.I., Corrigan, D.E., McIlveen, W.D., Pearson, R.G., and Arnup, R.: 1988, A Numerical Decline Index Rating System to Monitor Changes in Tree Condition of Hardwood Forest Species. In Proceedings of the Technology Transfer Conference 1988, Session A: Air Quality Research, Toronto, Canada, 37-51.

McLaughlin, S.B.: 1985, Effects of air pollution on forests. J. Air Pollut. Control Ass. **35**, 512.

McLaughlin, S.B., Andersen, C.P., Edwards, N.T., Roy, W.K., and Layton, P.A.: Seasonal patterns of photosynthesis and respiration of red spruce saplings at two elevations in declining southern Appalachian Stands. Can. J. For. Res. In review.

McNicol, D.K., Bendell, B.E., and McAuley, D.G.: 1987, Avian trophic relationships and wetland acidity. Trans. N. Amer. Widl. Nat. Res. Conf. **52**, 619.

Mehlhorn, H., Francis, B.J., and Wellburn, A.R.: 1988, Prediction of the probability of forest decline damage to Norway spruce using three simple site-independent diagnostic parameters. New Phytol. **110**, 525.

Memorandum of Intent (MOI). 1983. Potential of Soils and Bedrock to Reduce the Acidity of Incoming Acidic Deposition for Eastern Canada. In Scale 1:1 000 000. United States—Canada MOI on Transboundary Air Pollution, Final Report. Impact Assessment Work Group I. MOI Secretariat, Burlington, Ontario.

Menchaca, L., and Hornung, M.: 1989, Response of white clover (Trifolium repens L.) and ryegrass (Lolium perenne L.) to acid rain in situations of species interferences. New Phytol. **111**, 483.

Miller, D.F., Lamb, D., and Gerther, A.W.: 1987, SO_2 Oxidation in Cloud Drops Containing NaCl or Sea Salt as Condensation Nuclei. Atmos. Environ. **21**, 991.

Millers, I., and Lachance, D.: 1989, North American Sugar Maple Project cooperative field manual. US NAPAP Terr. Eff. Task Group/ For. Response Prog. East. Hwds. Res. Coop./ ForCan/ USDA For. Serv., 16p.

Mollitor, A.V., and Raynal, D.J.: 1982, Acid precipitation and ionic movements in Adirondack forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. **46**, 137.

Mooney, H.A., and Winner, W.E.: 1988, Carbon gain, allocation, and growth as affected by atmospheric pollutants. In Air pollution and plant metabolism. (edited by S. Schulte-Hostede, N.M. Darrall, L.W. Blank, and A.R. Wellburn) Elsevier Applied Science Ltd.

Morrison, I.K., Hegyi, F., Foster, N.W., Winston, D.A., and Tucker, T.L.: 1976, Fertilizing semimature jack pine (Pinus banksiana Lamb.) in northwestern Ontario: fourth-year results. Can. For. Serv., Sault Ste. Marie, Ont., Report O-X-240.

Mueller-Dombois, D.: 1987, Natural Dieback in Forests. Bioscience **37(8)**, 575.

Mulholland, P.J., Newbold, J.D., Elwood, J.W., Ferren, L.A., and Webster, J.R.: 1985, Phosphorus spiralling in a woodland stream: seasonal variations. Ecology **66(3)**, 1012.

Murtha, P. Personal Communication. Faculty of Forestry, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia.

Musselman, R.C., McCool, P.M., and Younglove, T.: 1988, Selecting ozone exposure statistics for determining crop yield loss from air pollutants. Environ. Pollut. **53**, 63.

NAPAP: 1988, Effects of acidic deposition. Vol. IV : Effects on forests.

NCASI: 1989, Early detection of air pollution injury to coniferous forests using remcte sensing. Air quality/forest health program news, Vol. 4, No. 9. National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement Inc.

Neufeld, H.S, Jernstedt, J.A., and Haines, B.L.: 1985, Direct foliar effects of simulated acid rain. New Phytol. **99**, 389.

Nicolson, J.A.: 1988, Water and chemical budgets for terrestrial basins at the Turkey Lakes Watershed. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **45**(Suppl. 1), 88.

Nicolson, J.A., Craig, D., and Foster, N.W.: 1987, Precipitation, surface and subsurface water chemistry in a tolerant hardwood forest basin. In Proc. Int. Symp. on Acidification and Water Pathways, 91. Bolkesjo, Norway, 4-8 May 1987.

Nilsson, S. and Duinker, P.N. (eds.): 1988, Proceedings: Seminar on Remote Sensing of Forest Decline Attributable to Air Pollution. International Institute of Applied Systems Analysis, Finnish Research Project on Acidification, and the Electric Power Research Institute, EA-5715, Research Project 2661-19, Laxenburg, Austria, April 1988.

Norby, R.J., and Luxmoore, R.J.: 1983, Growth analysis of soybean exposed to simulated acid rain and gaseous air pollutants. New Phytol. **95**, 277.

Norby, R.J., Richter, D.D., and Luxmoore, R.J.: 1985, Physiological processes in soybean inhibited by gaseous pollutants. New Phytol. **100**, 79.

Nordin, V.J.: 1954, Studies in Forest Pathology. XII. Decay in Sugar Maple in the Ottawa-Huron and Algoma Extension Forest Region of Ontario. Can. J. Botany **33**, 221.

Norstrom, R.J., and Muir, D.C.G.: 1988, Long-range transport of organochlorines in the arctic and sub-arctic: evidence from analysis of marine mammals and fish. In Toxic contamination in the Great Lakes. Vol. I. Chronic effects of toxic contaminants in large lakes (edited by N. W. Schmidtke). Lewis, Chelsea, Michigan.

Norstrom, R.J., Simon, M., Muir, D.C.G., and Schweinburg, R.E.: 1988, Organochlorine contaminants in arctic marine food chains: identification, geographical distribution, and temporal trends in polar bears. Environ. Sci. Technol. **22**, 1063.

Nowack, C.A., Shepard, J.P., Downard, R.B. Jr., White, E.H., Raynal, D.J., and Mitchell, M.J.: Nutrient cycling in declining Adirondack plantations: Is acidic deposition an influencing factor. Water, Air, Soil Pollut. In press.

Nriagu, J.O.: 1980, Cadmium in the atmosphere and precipitation. In Cadmium in the Environment (edited by J. O. Nriagu)., Wiley, New York.

Ormrod, D.P., Marie, B.A., and Allen, O.B.: 1988, Research approaches to pollutant crop loss functions. In Assessment of Crop Loss from Air Pollutants (edited by W.W. Heck, O.C. Taylor, and D.T. Tingey), 27. Elsevier Applied Science, London and New York.

Ouimet R., et Fortin, J.M.: 1989a, Résultats du projet semi-opérationnel de fertilisation des érablières dépérissantes dans la région de l'Estrie-Beauce. Atelier sur le dépérissement dans les érablières. p. 102-107. Saint-Hyacinthe 23 et 24 février, 1989. Dir. Communications, MAPAQ, Québec.

Ouimet, R., et Fortin, J.M.: 1989b, Projet semi-opérationnel de fertilisation des érablières dépérissantes: Résultats 1987-1988 dans la région de l'Estrie-Beauce. Min. Énergie et des Ressources, gouv. du Québec. Rapport interne. In press.

Padbury, G.: 1986, Potential of Soils and Bedrock to Neutralize Acid, Saskatchewan. Scale 1:2 000 000. Land Resource Research Centre, Agriculture Canada, Saskatoon, for Saskatchewan Department of Environment, Regina, Saskatchewan.

Paré, D. et B. Bernier, 1988. Les précipitations acides sont responsables des carences en phosphore des érablières. La terre de chez nous, 10 mars 1988.

Parker, G.H.: 1989, Effects of soil acidification and local smelter emissions on the cadmium content of soil, forage and fecal pellets in deer yards of the Sudbury-Manitoulin area, Ontario. Presented at Soc. Environ. Toxicol. Chem., 10th annual meeting, Toronto.

Peake, E., MacLean, M. A., Lester, P. F., and Sandhu, H. S.: 1988, Peroxyacetyl nitrate (PAN) in the atmosphere of Edmonton, Alberta, Canada. Atmos. Environ. **20**, 973.

Pearce, A.J., Stewart, M.K., and Sklash, M.G.: 1986, Storm runoff generation in humid headwater catchments 1. Where does the water come from? Water Resources Res. **22**, 1263.

Pearce, F.: 1986, The strange death of Europe's trees. New Scientist **1537**, 41.

Pearce, P.A., Elliot, J.E., Peakall, D.B., and Norstrom, R.J.: 1989, Organochlorine contaminants in eggs of seabirds in the northwest Atlantic, 1968-1984. Environ. Pollut. **56**, 217.

Pearson, R.G.: 1989, Impact of ozone exposure on vegetation in Ontario. Report No. ARB-179-89-Phyto, Air Resources Branch, Ontario Ministry of Environment.

Pell, E.J., C.J. Arny, and N.S. Pearson, 1987. Impact of simulated acidic precipitation on quantity and quality of a field-grown potato crop. Environ. and Exp. Bot. **27**:7.

Pell, E.J., and Puente, M.: 1987, Impact of simulated acid rain on yield of a field-grown oat crop. Environ. and Exp. Bot. **27**: 403.

Percy, K.E.: 1983, Heavy Metal and Sulphur Concentrations in Sphagnum magellanicum Brid. in the Maritime Provinces, Canada. Water, Air, and Soil Pollution **19**, 341.

Percy, K.E.: 1987, Effects of simulated acid rain on leaf cuticular characteristics and surface properties. Ph.D. Thesis, University of Bristol, England.

Percy, K.E.: 1988, A review of conifer needle cuticle responses to wet and dry-deposited sulphur compounds: Potential for mapping regional deposition patterns. Paper presented at the workshop "Evaluation of Pollution Pressure Through Pine Needle Analysis and Mapping", Warsaw, September 4-11, 1988. In press.

Percy, K.E.: Vegetation, soils and ion transfer through the forest canopy in two Nova Scotia lake basins. Water, Air, Soil Pollut. In press.

Percy, K.E., and Baker, E.A.: 1988, Effects of simulated acid rain on leaf wettability, rain retention and uptake of some inorganic ions. New Phytologist **108**, 75.

Percy, K.E., Krause, C.R., and Jensen, K.F.: 1989, Effects of ozone and acidic fog on red spruce needle epicuticular wax ultrastructure. Can. J. For. Res. In press.

Percy, K.E., and Riding, R.T.: 1978, The epicuticular waxes of Pinus strobus subjected to air pollutants. Can. J. For. Res. **8**, 474.

Porter, P.M., Banwart, W.L., Hassett, J.J., and Finke, R.L.: 1987, Effects of simulated acid rain on yield response of two soybean cultivars. J. Environ. Qual. **16**, 433.

Prinz, B., Krause, G.H.M., and Jung, K.D.: 1984, Neuere Untersuchungen der LIS zu den neuartigen Waldschaden. Dusseldorfer Geobot. Kolloq. **1**, 25.

Puckett, K.J., and Finegan, E.J.: 1980, An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories, Canada. Can. J. Bot. **58**, 2073.

Pye, J. M.: 1988, Impact of ozone on the growth and yield of trees: a review. J. Environ. Qual. **17**, 347.

Rafiq, M.: 1989. Personal Communication. October 26, 1989.

Rathier, T.M., and Frink, C.R.: 1984, Simulated acid rain: effects on leaf quality and yield of broadleaf tobacco. Water, Air,Soil Pollut. **22**, 389.

Rawlings, J.O., and Cure, W.W.: 1985, The weibull function as a dose-response model to describe ozone effects on crop yields. Crop Sci. **25**, 807.

Rawlings, J.O., Lesser, V.M., Heagle, A.S., and Heck, W.W.: 1988, Alternative ozone dose metrics to characterize ozone impact on crop yield loss. J. Environ. Qual. **17**, 285.

Rebbeck, J., and Brennan, E.: 1984, The effect of simulated acid and ozone on the yield and quality of glasshouse-grown alfalfa. Environ. Pollut. (Series A) **36**, 7.

Redmond, G.: 1989. Personal Communication. New Brunswick Department of Natural Resources and Energy.

Redmann, R.E.: 1989. Personal Communication. University of Saskatchewan.

Redmann, R.E., Haraldson, J., and Gusta, L.V.: 1986, Leakage of UV-absorbing substances as a measure of salt injury in leaf tissue of woody species. Physiol. Plant **67**, 87.

Reich, P.B.: 1987, Quantifying plant response to ozone: A unifying hypothesis. Tree Physiol. **3**, 63.

Reich, P.B., and Amundson, R.G.: 1984, Low level O_3 and/or SO_2 exposure causes a linear decline in soybean yield. Environ. Pollut. (Series A) **34**, 345.

Reich, P.B., Schoettle, A.W., and Amundson, R.G.: 1986, Effects of ozone and acid rain on photosynthesis and growth in sugar maple and red oak. Environ. Pollut. (Series A) **40**, 1.

Reif, J.S., Ameghino, E., and Aaronson, M.J.: 1989, Chronic exposure of sheep to a zinc smelter in Peru. Environ. Res. **49**, 40.

Reuss, J.O.: 1983, Implications of the calcium-aluminum exchange system for the effect of acid precipitation on soils. J. Environ. Qual. **12**, 591.

Rinallo, C., Raddi, P., Gellini, R., and di Lonnardo, V.: 1986, Effects of simulated acid deposition on the surface structure of Norway spruce and silver fir needles. Euro. J. Path. **16**, 206.

Robarge, W.P., Pye, J.M., and Bruck, R.I.: 1989, Foliar element composition of spruce-fir in the southern blue-ridge province. Plant Soil **114**, 19.

Roberts, L.: 1989, How Fast Can Trees Migrate?. Science **243**, 735.

Rock, B.N., Vogelmann, J.E., Williams, D.L., Vogelmann, A.F., and Hoshizaki, T.: 1986, Remote Detection of Forest Damage. Bioscience **36(7)**, 439.

Rosendahl, C.O.: 1928, Betula cordifolia, a Well-Marked Species in the Lake Superior Region. J. Forestry **26**, 878.

Rowe, J.S.: 1972, Forest Regions of Canada. Canadian Forestry Service, Publication No. 1300, 172.

Roy, G., Robitaille, L., et Gagnon, G.: 1985, Étude des principaux facteurs de dépérissement des érablières au Québec. Phytoprotection **66**, 91.

Runeckles, V.C.: 1988, Discussions: A comparison of indices that describe the relationship between exposure to ozone and reduction in the yield of agricultural crops. Atmos. Environ. **22**, 1241.

Runeckles, V.C.: 1989. Personal Communication. October 23, 1989.

Sandhu, H.S., and Lechner, L.J.: 1988, Sensitive Ecosystems and Target Loadings for Acidic Deposition in Western and Northern Canada. Presented to 8th World Clean Air Congress, The Netherlands on behalf of Western, Northern Canada LRTAP Technical Committee. 5 p.

Scanlon, P.F., Morris, K.I., Clark, A.G., Fimreite, N., and Lierhagen, S.: 1986, Cadmium in moose tissues: comparison of data from Maine, U.S.A. and from Telemark, Norway. Alces **22**, 303.

Schemenauer, R.S.: 1986, Acidic Deposition to Forests: The 1985 chemistry of high elevation fog (CHEF) project. Atmos-Ocean **244**, 303.

Scheuhammer, A.M.: 1990, Effects of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. Submitted to Environ. Pollut. In press.

Schneider, S.H.: 1989, The Greenhouse Effect: Science and Policy. Science **243**, 771.

Schreiber, R.K., and Newman, J.R.: 1988, Acid precipitation effects on forest habitats: implications for wildlife. Conservation Biol. **2**, 249.

Scott, M.G., Hutchinson, T.C., and Feth, M.J.: 1989, Contrasting responses of lichens and Vaccinium angustifolium to long-term acidification of a boreal forest ecosystem. Can. J. Bot. **67**, 579.

Senyk, J.P.: 1986, Potential of Soils and Bedrock to Reduce the Acidity of Incoming Acid Deposition, Yukon Territory. Scale 1:5 000 000. In preparation, Canadian Forestry Service, Agriculture Canada, Victoria, British Columbia.

Shilts, W.W., Cord, K.D., Poole, W.H., and Sandford, B.V.: 1981, Sensitivity of bedrock to acid precipitation: Modification by glacial processes. Paper 81-14, 7 p. Geol. Survey of Canada, Ottawa.

Shelvey, J. D., and Koziol, M. J.: 1986, Seasonal and SO_2 - induced changes in epicuticular wax of ryegrass. Phytopathology **25,** 415.

Shortle, W. C., and Smith, K. T.: 1988, Aluminum-induced calcium deficiency syndrome in declining red spruce. Science **240,** 1017.

Shriner, D.S., and Johnston, J.W.: 1981, Effects of simulated acidified rain on nodulation of leguminous plants by Rhizobium spp. Environ. and Exp. Bot. **21(2)**, 199.

Sileo, L., and Beyer, W.N.: 1985, Heavy metals in white-tailed deer living near a zinc smelter in Pennsylvania. J. Wildl. Dis. **21**, 239.

Skilling, D.: 1959, Maple Blight, A New Fight. American Forest **20(20)**, 53.

Sklash, M.G., Stewart, M.K., and Pearce, A.J.: 1986, Storm runoff generation in humid headwater catchments 2. A case study of hillslope and low-order stream response. Water Resources Res. **22**, 1273.

Statistics Canada: 1986, Selected highlights: Canada, provinces and census divisions - Agriculture.

Statistics Canada: 1989, Farm cash receipts: January-December 1988. Catalogue 21-001 Quarterly. ISSN 0703 -7945. Vol. 49, No. 4.

Steinnes, E.: 1989, Cadmium in the terrestrial environment: impact of long-range atmospheric transport. Toxicol. Environ. Chem. **19**, 139.

Stephens, E.R., Darley, E.F., Taylor, O.C., and Scott, W.E.: 1961, Photochemical Reaction Products in Air Pollution. Int. J. Air Water Pollut. **1**, 79.

Sullivan, W.: 1989, Personal Communication. Nova Scotia Department of Health.

Surano, K.A., Mutters, R.G., Bingham, G.E., Shinn, J.H., Kercher, J.R., and Temple, P.J.: 1987, Dose response of field-grown tomato yield to mixtures of ozone and sulfur dioxide. J. Amer. Soc. Hortic. Sci.

Swank, W.T., and Caskey, W.H.: 1982, Nitrate depletion in a second-order mountain stream. J. Environ. Qual. **11**, 581.

Takemoto, B.K., Olszyk, D.M., Johnson, A.G., and Parada, C.R.: 1988, Yield responses of field-grown crops to acidic fog and ambient ozone. J. Environ. Qual. **17**, 192.

Takemoto, B.K., Shriner, D.S., and Johnston, J.W.: 1987, Physiological responses of soybean (Glycine max L. Merr.) to simulated acid rain and ambient ozone in the field. Water, Air, Soil Pollut. **33**, 373.

Tamm, C.O., and Cowling, E.B.: 1977, Acidic precipitation and forest vegetation. Water, Air, Soil Pollut. **7**, 503.

Tang, A.J.S., Ahmed, A., and Lusis, M.A.: 1986, Summary: Some Results from the APIOS Atmospheric Deposition Monitoring Program (1981-1984). Ontario Ministry of the Environment, Report No. ARB-100-86/APIOS-011-86, 33pp.

Taylor, O.C., and Maclean, D.C.: 1970, Nitrogen oxides and the peroxyacyl nitrates. In Recognition of Air Pollution Injury to Vegetation: A Pictorial Atlas, E1-E14. Air Pollut. Control Ass. Pittsburgh, Penn.

Temple, P.J., and Taylor, O.C.: 1983, World-wide ambient measurements of peroxyacetyl nitrate (PAN) and implications for plant injury. Atmos. Environ. **17**, 1583.

Temple, P.J., Lennox, R.W., Bytnerowicz, A., and Taylor, O.C.: 1987, Interactive effects of simulated acidic fog and ozone on field-grown alfalfa. Environ. and Exp. Bot. **27**, 409.

Tims, J.: 1984, Results of the 1984 survey of ozone injury to potato. Environment New Brunswick, Fredericton, N.B.

Tims, J.: 1989. Personal Communication. New Brunswick Department of the Environment.

Tims, J., and Knight, J.: 1985, Ozone Studies in New Brunswick Urban and Rural Monitoring and Biomonitoring. In Proceedings of the First Meeting of the Atlantic Region Oxidants Working Group. Environment Canada, Conservation and Protection, Internal Report.

Tims, J., and Knight, J.: 1987, Ozone Studies in New Brunswick: Urban and Rural Monitoring and Biomonitoring. Presented at the Atlantic Regional Oxidants Working Group, October 7, 1987, Dartmouth, Nova Scotia.

Torn, M.S., Degrange, J.E., and Shinn, J.H.: 1987, The effects of acidic deposition on Alberta agriculture : A Review. Prep. for the Acid Deposition Research Program by the Environmental Sciences Division, Lawrence Livermore National Laboratory. ADRP-B-08/87. 160 pp.

Troiano, J., Colavito, L., Heller, L., and McCune, D.C.: 1982, Effect of simulated acidic rain and photochemical oxidant on seed development of soybean. Agric. Environ. **7**, 275.

Troiano, J., Colavito, L., Heller, L., McCune, D.C., and Jacobson, J.S.: 1983, Effects of acidity of simulated acid rain and its joint action with ambient ozone on measures of biomass and yield in soybean. Environ. and Exp. Bot. **23**, 113.

Troiano, J., Heller, L., and Jacobson, J.S.: 1982, Effect of added water and acidity of simulated rain on growth of field-grown radish. Environ. and Exp. Bot. **29**, 1.

Troiano, J., Jacobson, J.S., and Heller, L.: 1984, Effects of simulated acidic rain applied alone and in combination with ambient rain on growth and yield of field-grown snap bean. Agric. Ecosys.Environ. **11**, 161.

Tukey Jr., H.B.: 1970, The leaching of substances from plants. Ann Rev. Plant Physiol. **21**, 305.

Tukey Jr., H.B., and Mecklenburg, R.A.: 1964, Leaching of metabolites from foliage and subsequent reabsorption and distribution of leachate in plants. Am. J. Bot. **51**, 737.

Tveite, B., and Abrahamsen, G.: 1980, Effects of artificial acid rain on the growth and nutrient status of trees. In Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. (edited by T.C. Hutchinson and M. Havas). Plenum, New York, London.

Ulrich, B.: 1987, Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. In Ecological Studies (edited by E.D. Schulze and H. Zwolfer) **61**, 11. Springer-Verlag, Berlin.

Unsworth, M.H., and Crossley, A.: 1985, Consequences of Cloud Water Deposition on Vegetation at High Elevation. In Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems (edited by T.C. Hutchinson and K.M. Meena). Springer-Verlag, Berlin.

Van Dijk, H.F.G., and Roelofs, J.G.M.: 1988, Effects of excessive ammonium deposition on the nutritional status and condition of pine needles. Physiol. Plant. **73**, 494.

Van Sickle: 1989. Personal Communication. Forestry Canada, Pacific Region. Verlag, Berlin, 171.

Van Voris, P., and Wukelic, G.E.: 1988, Multi-temporal MSS Remote Sensing Data Analysis To Detect Forest Damage in the Northeastern United States. In Proceedings: Seminar on Remote Sensing of Forest Decline Attributable to Air Pollution (edited by S. Nilsson and P.N. Duinker). International Institute of Applied Systems Analysis, Finnish Research Project on Acidification, and the Electric Power Research Institute, EA-5715, Research Project 2661-19, Laxenburg, Austria, April 1988. 18-1 - 18-35.

Venne, H., Scholz, F., and Vornweg, A.: 1989, Effects of air pollutants on the reproductive processes of Poplar (Populus spp.) and Scots pine (Pinus sylvestris). In Genetic Effects of Air Pollutants in Forest Tree Populations (edited by F. Scholz, H.R. Gregorius, and D. Rudin). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Vogelmann, J.E.: 1988, Assessment of Forest Damage in the Eastern United States Using Remote Sensing. In Proceedings: Seminar on Remote Sensing of Forest Decline Attributable to Air Pollution (edited by S. Nilsson and P.N. Duinker). International Institute of Applied Systems Analysis, Finnish Research Project on Acidification, and the Electric Power Research Institute, EA5715, Research Project 2661-19, Laxenburg, Austria, April 1988, 19-1 - 19-8.

Weathers, K.C., Likens, G.E., Barmann, F.H., Eaton, J.S., Bowden, W.B., Anderson, J.L., Cass, D.A., Galloway, J.N., Keene, W.C., Kimball, K.D., Huth, P., and Smiley, D.: 1986, A Regional Acidic Cloud/Fog Water Event in the Eastern United States. Nature**319**, 657.

Weins, J.H.: 1986, Potential of Soils and Geology to Reduce Acidity of Incoming Acid Deposition, British Columbia. Scale 1:2 000 000. Terrestrial Studies Branch, British Columbia Ministry of the Environment, Victoria, British Columbia.

Wertheim, F.S., and Craker, L.E.: 1987, Acid rain and pollen germination in corn. Environ. Pollut. **48**, 165.

Wertheim, F.S., and Craker, L.E.: 1988, Effects of acid rain on corn silks and pollen germination. J. Environ. Qual. **17**, 135.

Western Canada LRTAP Task Group on Soil and Geology Sensitivity Mapping: 1982, Soils and geology sensitivity mapping in western Canada: Issues and Guidelines. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, Canada.

Western Canada LRTAP Task Group on Soil and Geology Sensitivity Mapping: 1983, Soils and Geology Sensitivity Mapping in Western Canada, Report of June 27, 28 Meeting, Victoria, B.C. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, Canada.

Western Canada LRTAP Task Group on Soil and Geology Sensitivity Mapping: 1987, Sensitivity of Western and Northern Canada Soils and Geology to Acidic Inputs. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, Canada.

Whipkey, R.Z.: 1969, Storm runoff from forested catchments by subsurface routes. Publ. Int. Assoc. Sci. Hydrology **85**, 773.

Wolfenden, J., Robinson, D.C., Cape, J.N., Paterson, I.S., Francis, B.J. Mehlhorn, H., and Wellburn, A.R.: 1988, Use of carotenoid ratios, ethylene emissions and buffer capacities for the early diagnosis of forest decline. New Phytol. **109**, 85.

Wood, T., and Bormann, F.H.: 1974, Effects of an acidic mist upon the growth of Betula alleghaniensis Britt. Environ. Pollut. Ser. A. **7**, 259.

Wood, T., and Bormann, F.H.: 1975, Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. Ambio **4**, 169.

Wotton, D.L., and Haluschak, P.W.: 1986, Potential of Soils and Bedrock to Neutralize the Acidity of Incoming Acidic Depositions. Scale 1:2 000 000. In Mapping of Soils and Bedrock Sensitivity to Acidic Deposition in Manitoba, Terrestrial Standards and Studies Report No. 86-1, 19. Manitoba Environment and Workplace Safety and Health, Winnipeg, Manitoba.

Wotton, D.L., and McEachern, D.B.: 1988, Cadmium in kidney and liver of Manitoba moose and elk, 1986-1987. Manitoba Dept. Environment and Workplace Safety and Health, Environmental Management Service Branch, Terrestrial Standards and Studies, Report No. 88-2.

Wren, C.: 1987, Toxic substances in furbearers. In Wild furbearer management and conservation in North America, (edited by M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard, and B. Malloch). Ministry of Natural Resources, Toronto.

Wyman, R.L. and Hawksley-Lescault, D.S.: 1987, Soil acidity affects distribution, behavior, and physiology of the salamander Plethodon cinereus. Ecology **68**, 1819.

Yuan, X., Vlcek, J., King, D., and McLaughlin, D.: 1989, Application of Aerial Multispectral Videography and Colour/Colour IR Photography in Sugar Maple Decline Assessment. In Proceedings of the 1989 International Geoscience and Remote Sensing Symposium **4**, 2385. July 10-14, Vancouver, Canada.

Zakshek, E.M., Puckett, K.J., and Percy, K.E.: 1986, Lichen sulphur and lead levels in relation to deposition patterns in Eastern Canada. Water, Air and Soil Pollution **30**, 161.

Zottl, H., and Huttl, R.: 1986, Nutrient supply and forest decline in southwest Germany. Water, Air and Soil Pollut. **31**, 449.

Zottl, H.W., Huttl, R.F., Fink, S., Tomlinson, G.H., and Wisniewski, J.: Nutritional disturbances and histological changes in declining forests. Water, Air, Soil Pollut. In press.

5.A ANNEXE

5.A.1 AUTEURS

SOUS-GROUPE SUR LES EFFETS TERRESTRES

RAPPORT D`ÉVALUATION 1990

AUTEURS

Paul Addison
Forestry Canada
Ontario Region
1219 Queen St. E
Sault Ste. Marie, Ontario
P6A 5M7

Paul Arp
Faculty of Forestry
University of New Brunswick
Bag Service No. 44555
Fredericton, New Brunswick
E3B 6C2

Bernard Bernier
Université Laval
Faculté de Foresterie et de Géodésie
Québec, Québec
G1K 7P4

Peter Blancher
Canadian Wildlife Service
National Wildlife Research Centre
100 Gamelin Blvd.
Hull, Quebec
K1A 0H3

Roger Cox
Forestry Canada
Maritimes Forestry Centre
P.O. Box 4000
Fredericton, New Brunswick
E3B 5P7

Ron Edwards
Energy, Mines and Resources
Office of Environmental Affairs
580 Booth St.
Ottawa, Ontario
K1A 0E4

Jean Marie Fortin
Quebec Ministry of Energy and Resources
Forest Research Section
2700 Einstein St.
Ste-Foy, Quebec
G1P 3W8

Neil Foster
Forestry Canada, Ontario Region
1219 Queen St. E
P. O. Box 490
Sault Ste. Marie, Ontario
P6A 5M7

Gilles Gagnon
Quebec Ministry of Energy and Resources
Forest Research Section
2700 Einstein St.
Ste-Foy, Quebec
G1P 3W8

Bill Gizyn
Air Resources Branch
Ontario Ministry of the Environment
880 Bay St. Ste. 347
Toronto, Ontario
M5S 1Z8

Val Glooschenko
Wildlife Branch
Ontario Ministry of Natural Resources
99 Wellesley St., Whitney Block
Toronto, Ontario
M7A 1W3

Willi Hendershot
MacDonald College
2111 Lakeshore Rd.
Ste Anne de Bellevue, Quebec
H9X 1C0

Gary Hogan
Forestry Canada, Ontario Region
1219 Queen St. E
P.O. Box 490
Sault Ste. Marie, Ontario
P6A 5M7

Allen Kuja
Air Resources Branch
Ontario Ministry of the Environment
100 Farmhouse Court
Brampton, Ontario
L6V 3N2

Denis Lachance
Laurentian Forest Research Centre
Forestry Canada
1080 Route du Vallon
Box 3800
Ste-Foy, Quebec
G1V 4C7

Denis Laflamme
Quebec Ministry of Energy and Resources
Forest Research Section
2700 Einstein St.
Ste-Foy, Quebec
G1P 3W8

Don Leckie
Petawawa National Forestry Institute
Forestry Canada
Chalk River, Ontario
K0J 1J0

Bill McIlveen
Air Resources Branch
Ontario Ministry of the Environment
880 Bay St. Ste. 347
Toronto, Ontario
M5S 1Z8

Dave McLaughlin
Air Resources Branch
Ontario Ministry of the Environment
100 Farmhouse Court
Brampton, Ontario
L6V 3N2

Ian Morrison
Forestry Canada, Ontario Region
P.O. Box 490, 1219 Queen St. E
Sault Ste. Marie, Ontario
P6A 5M7

John Nicolson
Forestry Canada, Ontario Region
P.O. Box 490, 1219 Queen St. E
Sault Ste. Marie, Ontario,
P6A 5M7

Ron Pearson
Air Resources Branch
Ontario Ministry of Environment
880 Bay St. Ste. 347,
Toronto, Ontario
M5S 1Z8

Kevin Percy
Forestry Canada
Maritimes Region
PO Box 4000
Fredericton, New Brunswick
E3B 5P7

Jean-Pierre Renaud
MAPAQ
Complexe Scientifique
B-1-310
2700 rue Einstein
Ste-Foy, Quebec
G1P 3W8

Jane Tims
New Brunswick Dept. of Municipal
Affairs and Environment
P.O. Box 6000
Fredericton, New Brunswick
E3B 5H1

Dave Wotton
Manitoba Environment
Environmental Management Services
P.O. Box 7, Bldg. 2
139 Tuxedo Ave.
Winnipeg, Manitoba
R3N 0H6